

R 3835 + 1 Carte.

ISSN 0395-7217

Per-G-p-86

Avril 1984
Trimestriel

fascicule

1

BULLETIN

D'ÉCOLOGIE

AUX NAT. HIST. NAT.
PLANTÉOGAMIE
PARIS

1

SOCIÉTÉ D'ÉCOLOGIE

(Reconnue d'utilité publique par décret du 31 mars 1976)

Bureau pour l'année 1984 :

Président : P. PESSON, 55 avenue Duquesne, 75007 Paris.

Vice-Présidents : J.C. LEFEUVRE, Laboratoire d'Évolution des Écosystèmes naturels et modifiés - Muséum National, 36, rue Geoffroy, Saint-Hilaire, 75231 Paris Cedex 05.

Z. MASSOUD, Laboratoire d'Écologie Générale, Muséum National, 4, avenue du Petit-Château, 91800 Brunoy

Présidents honoraires : G. LEMÉE, P. GRISON, J.A. RIOUX, C. DELAMARE DEBOUDEVILLE.

Secrétaire Générale : Germaine RICOU, Laboratoire de Recherche sur les Écosystèmes prairiaux - INRA - 16, rue Dufay, 76100 Rouen.

Secrétaire Général adjoint : P. BLANDIN, Laboratoire de Zoologie, École Normale Supérieure, 46, rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex 05.

Trésorier : F. DE BEAUFORT, Secrétariat Faune Flore, Muséum National, 57, rue Cuvier, 75231 Paris Cedex 05.

Trésorier adjoint : M. AMANIEU, Laboratoire d'Hydrobiologie, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Place Eugène Bataillon, 34060 Montpellier Cedex.

Bulletin d'Écologie :

Directeur de la Publication : Secrétaire Générale

Fabrication du Bulletin : R. DAJOZ, Laboratoire d'Écologie Générale, Muséum National, 4, avenue du Petit-Château, 91800 Brunoy.

Conseil pour l'année 1984 :

AMANIEU M. (adresse ci-dessus).

BARBAULT R., Laboratoire de Zoologie, École Normale Supérieure, 46, rue d'Ulm, 75230 Paris cedex 05.

DE BEAUFORT F. (adresse ci-dessus)

BELLAN G., Station Marine d'Endoume, CNRS, rue Bataillères des Lions, 13007 Marseille.

BLANDIN P. (adresse ci-dessus).

DOUDOURESQUE C., Laboratoire de Biologie Végétale, UER des Sciences de la Mer et de l'Environnement, Luminy — 70, route Léon Lachamp, 13288 Marseille Cedex 2.

BOURNAUD M., Département de Biologie animale et Écologie, Université Claude Bernard, 43, boulevard du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex.

CHARLES P.J., Laboratoire de Sylviculture et d'Écologie de la Pinède landaise, I.N.R.A., Domaine de l'Hermilage, Pierroton, 33610 Cestas principal.

DAJOZ . (adresse ci-dessus).

DELAMARE-DEBOUDEVILLE C., Laboratoire d'Écologie Générale, Muséum National, 4, avenue du Petit Château, 91800 Brunoy.

DECAMPS H., Centre d'Écologie des Ressources Renouvelables, 29, rue Jeanne Marvig, 31055 Toulouse Cedex.

DELPECH R., Laboratoire de Botanique et d'Écologie végétale, Institut National Agronomique Paris-Grignon, 16, rue Claude Bernard, 75231 Paris Cedex 05.

GILLOT B., Laboratoire de Biologie végétale, Université Scientifique et Médicale de Grenoble, B.P. 53, 38041 Grenoble Cedex.

GRENOT C., Laboratoire de Zoologie, École Normale Supérieure, 46, rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex 05.

GUYETANT R., Laboratoire de Biologie végétale, faculté des Sciences, La Bouloie, 25030 Besançon Cedex.

JARRY D., Laboratoire de Parasitologie, Institut de Botanique, rue Auguste Broussonnet, 34060 Montpellier Cedex.

LAMOTTE M., Laboratoire de Zoologie, École Normale Supérieure, 46, rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex 05.

LEBRETON P., Département de Biologie végétale, Laboratoire de Phytochimie (Systématique et Écologie), Université Claude Bernard, 43, Boulevard du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex.

LEFEUVRE J.C. (adresse ci-dessus).

LEGAY J.M., Département de Biologie Générale et Appliquée, Laboratoire de Biométrie, Université Claude Bernard, 43, boulevard du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex.

LOSSAINT P., CNRS, CEPE Louis Emberger, route de Mende, B.P. 5051, 34033 Montpellier Cedex.

MASSOUD Z. (adresse ci-dessus).

PESSON P. (adresse ci-dessus).

RAMADE F., Laboratoire de Zoologie, Université Paris-Sud, 91405 Orsay Cedex.

RICOU G. (adresse ci-dessus).

RIOUX J.A., Laboratoire de Parasitologie, Institut de Botanique, rue Auguste Broussonnet, 34060 Montpellier Cedex.

TREHEN P., Station biologique de Paimpont, 35380 Plélan-le-Grand.

Per. G. p. 86
+ 1 cante

Avril 1984
Trimestriel

fascicule 1

BULLETIN D'ÉCOLOGIE

LETTRE D'AVRIL 1984 N° 1
ET L'ÉVALUATION DE LA POLLUTION PAR LES MÉTALLOIDES

1984

Éditions de la Société d'Écologie

Le Directeur de la Publication : J. DEVEILLE

Le Rédacteur en Chef : J. DEVEILLE

Le Rédacteur en Chef adjoint : J. DEVEILLE

Le Rédacteur en Chef adjoint : J. DEVEILLE

Le Rédacteur en Chef adjoint : J. DEVEILLE

BULLETIN D'ÉCOLOGIE



SOCIÉTÉ d'ÉCOLOGIE

Reconnue d'utilité publique par décret du 31 mars 1978

SECRÉTARIAT GÉNÉRAL

C/O Secrétariat «Faune Flore»

57, rue Cuvier, 75231 PARIS Cedex 05

Tél. 336.54.32

Publié avec le concours financier du Ministère de l'Environnement

Tome 15



Bibliothèque Centrale Muséum



33001004085398

Inv. 11 989

BULLETIN D'ÉCOLOGIE

— Tome 15 — 1984 - N° 1 — Avril —

SOMMAIRE

S. DERUELLE. — L'utilisation des lichens pour la détection et l'estimation de la pollution par le plomb.....	1
M. LEROND. — Utilisation des lichens pour la cartographie et le suivi de la pollution atmosphérique	7
G. BELLAN. — Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin	13
F. RAMADE, R. COSSON, M. ÉCHAUBARD, S. LE BRAS, J.C. MORETEAU, E. THYBAUD. — Détection de la pollution des eaux en milieu agricole	21
C. LASCOMBE, D. CARDOT. — Connaissance et cartographie de la pollution des eaux courantes	39
J. VERNEAUX. — Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes	47
M. BOURNAUD, C. AMOROS. — Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement dans un système fluvial	57
O. GUELORGET, J.P. PERTHUISOT. — Indicateurs biologiques et diagnose écologique dans le domaine paralique	67
C. TOROSSIAN, L. ROQUES. — Les réponses de <i>Formica lugubris</i> Zett. à la dégradation anthropique des forêts de l'étage subalpin français	77
Analyses d'ouvrages	91
Carte phytocéologique des gîtes larvaires de Moustiques	95

CONTENTS

S. DERUELLE. — The use of lichens as indicators of lead pollution	1
M. LEROND. — Lichens used for mapping air pollution	7
G. BELLAN. — Biological indicators and indices in the marine environment	13
F. RAMADE, R. COSSON, M. ÉCHAUBARD, S. LE BRAS, J.C. MORETEAU, E. THYBAUD. — The detection of water pollution in agricultural areas : analytical and ecological methode	21
C. LASCOMBE, D. CARDOT. — Knowledge and mapping of pollution in running waters	39
J. VERNEAUX. — Biological assessment of running waters qualities	47
M. BOURNAUD, C. AMOROS. — From biological indicators to function describers : a few examples in a fluvial system	57
O. GUELORGET, J.P. PERTHUISOT. — Biological indicators and ecological diagnosis in the paralic realm	67
C. TOROSSIAN, L. ROQUES. — The answers of the ant <i>Formica lugubris</i> Zett. to anthropic degenerative process of french sub-alpine forests	77
Book review	91

L'UTILISATION DES LICHENS POUR LA DÉTECTION ET L'ESTIMATION DE LA POLLUTION PAR LE PLOMB

par Serge DÉRUELLE

Laboratoire de Cryptogamie
Université Pierre et Marie Curie - 75320 PARIS Cedex 05

MOTS-CLÉS : lichens, indicateurs biologiques, pollution atmosphérique, plomb.

KEY-WORDS : lichens, biological indicators, air pollution, lead.

RÉSUMÉ

Les lichens possèdent diverses qualités (sensibilité, aptitude à mémoriser la pollution et facilité d'utilisation) permettant d'apprécier le niveau de la pollution plombique. Les qualités des résultats obtenus (reflets des retombées atmosphériques, précision, suivi de la pollution) en font des indicateurs biologiques de choix pour déterminer l'impact des foyers de pollution et notamment de la circulation automobile. Des précautions méthodologiques permettent de suivre les variations temporelles de la bioaccumulation du plomb. Une standardisation de la méthode est cependant nécessaire pour pouvoir comparer les divers résultats.

SUMMARY

The use of lichens as indicators of lead pollution

Lichens have several qualities (sensitivity, aptitude for memorizing air pollution, easiness of use) which allow to estimate the level of lead pollution. The qualities of results (correlation with atmospheric fallout, precision, monitoring of pollution) make lichens good indicators for determining the impact of pollution centres, and especially that of road traffic. It is necessary to take methodological precautions for monitoring the time changes of lead bioaccumulation. A standardization of the method is nevertheless necessary for a comparison between the various results.

INTRODUCTION

Les recherches appliquées à la pollution atmosphérique avec les lichens comme indicateurs biologiques ont d'abord concerné la pollution acide (LEROND et VAN HALUWYN, 1981). Des relevés de la flore lichénique suffisent à déterminer le taux d'acidité forte. Par contre, la détection d'autres polluants comme le fluor, les radio-éléments et les métaux lourds nécessite leur dosage dans les thalles et fait appel à des techniques plus élaborées (DERUELLE et LAL-LEMANT, 1983).

Depuis une dizaine d'années, la pollution plombique a été détectée en milieu industriel (SHIMWELL et LAURIE, 1972 ; PILEGAARD, 1978 ; GOYAL et SEAWARD, 1981), en milieu urbain (SEAWARD, 1974 ; GARTY *et al.*, 1977 ; TAKALA et OLKKONEN, 1981) et à l'échelle régionale (PAKARINEN *et al.*, 1978 ; PILEGAARD *et al.*, 1979 ; GYDESEN *et al.*, 1981) en utilisant la propriété qu'ont les lichens d'accumuler le plomb d'origine atmosphérique. Tout récemment, l'accumulation par les lichens du plomb d'origine automobile a été démontrée en forêt de Fontainebleau (DERUELLE, 1983). Nous développerons ici les qualités du matériel lichénique et les qualités de l'estimation obtenue dans le cas d'une pollution automobile avant de préciser les limites de la méthode biologique.

I — PROBLÉMATIQUE DE LA RECHERCHE

1. IMPORTANCE DE LA POLLUTION PLOMBIQUE

La pollution plombique a pour origine certaines usines comme les fonderies par exemple, et la circulation automobile. Si la pollution due aux usines est localisée dans des zones bien définies, la pollution automobile est plus diffuse soit dans les agglomérations, soit en zoné rurale où les voies de circulation et notamment les autoroutes sont des foyers importants de pollution plombique. En effet, depuis 1924, l'adjonction de plomb tétraéthyle et de plomb tétraméthyle dans les carburants comme antidétonant est la cause d'un rejet de plomb (en moyenne 1 kg par voiture et par an) dans l'atmosphère sous forme d'aérosols dont la majorité se présente sous un aspect microparticulaire (oxydes, sulfates et halogénures mixtes de plomb (Pb Br C1)) de granulométrie inférieure à 1 µm. Ce plomb contenu dans les gaz d'échappement des véhicules automobiles à allumage commandé (c'est-à-dire à moteurs alimentés à l'essence et à allumage par bougie, par opposition aux moteurs à allumage par compression ou moteurs diesel) est en partie dispersé dans l'atmosphère, et en partie accumulé dans le sol. Ainsi, la quantité de plomb trouvée dans la couche de terre 0-10 cm du terre-plein central du tronçon Arras-Lille de l'autoroute A1 atteint, d'après DERUELLE et VILAIN (1973) 500 à 1800 µg/g, teneur élevée par rapport au taux normal de l'écorce terrestre (15 à 200 µg/g).

Bien que, depuis le 1er janvier 1981, la quantité de plomb ajoutée à l'essence soit, d'après la législation française, limitée à 0,40 g/l (0,55 g/l le 1er avril 1976), la quantité rejetée en bordure des autoroutes (100 à 300 kg par km et par an) ou dans les grandes villes (1 t par jour à Paris) demeure considérable. Le plomb contenu dans le sol est généralement retenu par les colloïdes et n'est pas fixé par les végétaux. Il n'en est pas de même pour le plomb dispersé dans l'atmosphère, qui contamine leurs parties aériennes. C'est particulièrement le

cas chez les lichens dont la nutrition est entièrement tributaire de l'atmosphère.

2. INSUFFISANCE DES RÉSEAUX DE CAPTEURS

Les réseaux de dosage du plomb sont peu développés, localisés en zone urbaine et d'une fiabilité peu élevée. En effet, l'absence de standardisation de la méthodologie des prélèvements d'air (hauteur, orientation des capteurs, durée du prélèvement, etc...) rend les résultats difficilement comparables. Généralement l'air est prélevé à heure fixe par aspiration pendant un temps donné (une à six heures), à débit connu (600 à 1.000 l par heure), à travers un filtre en acétate de cellulose de porosité 0,45 μ m et d'un diamètre de 47 mm, qui arrête les particules en suspension et notamment le plomb. L'absence d'analyse en continu ne permet pas de suivre de façon précise l'évolution de la pollution plombique.

L'absence de réseaux de capteurs en zone rurale au voisinage d'une autoroute nous a amené à rechercher l'impact de l'autoroute A6 sur les lichens. La traversée de la forêt de Fontainebleau par l'autoroute A6 offre, en absence de pollution acidifiée élevée, un terrain favorable à cette étude (cf. DERUELLE, 1983).

II — QUALITÉ DES LICHENS COMME INDICATEURS BIOLOGIQUES

1. QUALITÉS DU MATÉRIEL

Le choix des lichens comme témoins de la pollution plombique résulte de propriétés structurales et physiologiques qui les différencient des autres végétaux. Nous précisons ici quelques particularités intéressantes.

a) Grande sensibilité des lichens

La sensibilité des lichens à la pollution plombique est liée à un pouvoir exceptionnel d'accumuler rapidement le plomb d'origine atmosphérique. Cette accumulation est montrée par le calcul du rapport d'accumulation de plusieurs espèces (Tab. 1) et par la réalisation de transects (Fig. 1) et de transplantations (Tab. 2). L'absence de cuticule, de stomates et d'organes spécialisés d'absorption rend les lichens étroitement tributaires de l'atmosphère avec une absorption d'eau et de substances dissoutes par toute la surface du thalle. En fait, l'absence de moyens de lutte contre la pollution favorise leur capacité d'accumulation.

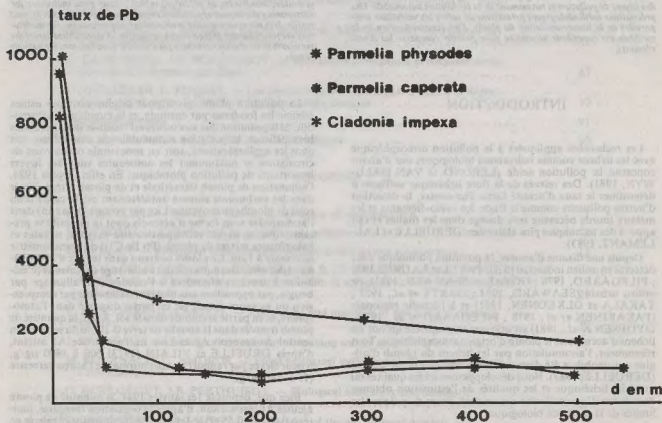


FIG. 1 — Accumulation du plomb (en $\mu\text{g.g}^{-1}$) en fonction de la distance à l'autoroute, chez *Parmelia physodes* (corticole), *Parmelia caperata* (saxicole) et *Cladonia implexa* (terricole).

TABLEAU 1

Rapport d'accumulation (R 15) d'espèces communes sur le bord de l'autoroute.

(Le rapport d'accumulation des thalles représente le rapport entre la teneur en plomb des lichens prélevés à 15 m de la chaussée et celle des thalles témoins). La quantité de plomb accumulé en milieu pollué est entre 5 et 22 fois supérieure à la teneur normale. Le nombre de mesures effectuées à chaque station varie de 6 à 12 suivant les espèces et l'écart-standard est toujours inférieur à 39%.

Il en est de même pour les expériences de transplantation (tableaux 2 et 3).

Espèce	Biologie	Taux à 15 m	Taux témoin	R 15
<i>Lecanora conizaeoides</i>	corticole	224	10	22,4 ± 4,5
<i>Evernia prunastri</i>	corticole	528	40	13,2 ± 2,7
<i>Parmelia physodes</i>	corticole	1012	78	13,0 ± 2,6
<i>Parmelia conspersa</i>	saxicole	741	60	12,3 ± 2,5
<i>Ramalina farinacea</i>	corticole	482	43	11,2 ± 2,3
<i>Parmelia caperata</i>	saxicole	958	92	11,0 ± 2,2
<i>Parmelia fuliginosa</i>	saxicole	656	73	9,0 ± 1,8
<i>Cladonia impeha</i>	terricole	288	35	8,2 ± 1,7
<i>Parmelia caperata</i>	corticole	552	72	7,7 ± 1,6
<i>Umbilicaria polyphylla</i>	saxicole	326	45	7,2 ± 1,4
<i>Umbilicaria grisea</i>	saxicole	409	57	7,2 ± 1,4
<i>Umbilicaria pustulata</i>	saxicole	350	65	5,4 ± 1,1
<i>Cladonia chlorophaea</i>	terricole	273	51	5,4 ± 1,1
<i>Parmelia borrieri</i>	corticole	285	54	5,3 ± 1,0

TABLEAU 2

Rapport d'accumulation temporelle (Rt 30) de quelques espèces après 30 jours de transplantation, montrant la rapidité de l'accumulation du plomb

Espèce	Biologie	Taux 30 jours	Taux témoin	Rt 30
<i>Evernia prunastri</i>	corticole	200	40	5,0 ± 1
<i>Usnea hirta</i>	corticole	180	45	4,0 ± 0,8
<i>Parmelia physodes</i>	corticole	300	78	3,8 ± 0,8
<i>Cladonia impeha</i>	terricole	125	35	3,6 ± 0,7
<i>Parmelia physodes</i>	saxicole	290	115	2,5 ± 0,5
<i>Umbilicaria pustulata</i>	saxicole	155	65	2,4 ± 0,5
<i>Parmelia caperata</i>	saxicole	205	92	2,2 ± 0,4

b) Aptitude à mémoriser la pollution

Des expériences de transplantation (Fig. 2) et des dosages effectués régulièrement sur des thalles pollués soulignent le comportement des lichens comme récepteurs cumulatifs. Des expériences de retransplantation, c'est-à-dire de réinstallation d'échantillons dans leur milieu d'origine après une période de contamination confirment leur aptitude à mémoriser l'intensité de la pollution. Il est en outre intéressant de noter qu'après 14 mois de transplantation, et parfois même après 22 mois (Tab. 3), le taux de plomb soit encore inférieur à celui des thalles se développant naturellement à proximité de l'autoroute. La bioaccumulation progressive du plomb est un élément favorable à l'utilisation des lichens ainsi que leur résistance puisque nous n'avons pas décelé de nécroses sur les thalles contaminés.

c) Facilité d'utilisation des lichens

Les lichens possèdent une qualité indispensable à tout indicateur biologique : c'est leur manipulation facile. Contrairement aux plantes supérieures dont la période végétative est plus ou moins limitée, les lichens ont une activité continue quelle que soit la saison et peuvent donc être utilisés en permanence. Leur longévité est un atout supplémentaire autorisant un suivi de la pollution.

En forêt de Fontainebleau, l'abondance des espèces aisément reconnaissables sur le terrain d'une part, et la richesse des échantillons d'autre part, ont toujours facilité un prélèvement rapide et multiple. Ce dernier aspect permet d'atténuer les variations individuelles d'ailleurs faibles chez les lichens.

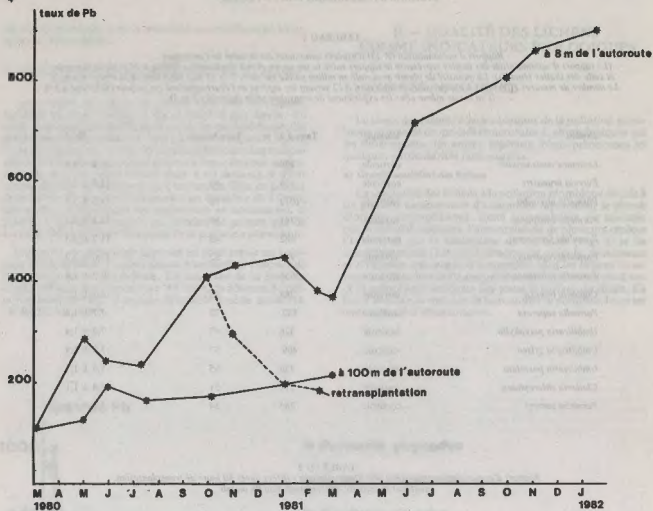


FIG. 2 — Accumulation du plomb (en $\mu\text{g.g}^{-1}$) au cours de la transplantation du *Parmelia caperata* saxicole. Les deux graphes en trait plein représentent l'accumulation du plomb sur les échantillons transplantés à 8 m et à 100 m de l'autoroute. L'accumulation est nettement moins importante à 100 m de la chaussée, les retombées y étant plus faibles, qu'à proximité immédiate de celle-ci. La courbe en trait interrompu met en évidence l'exsorption du plomb par les lichens retransplantés dans leur milieu d'origine, après 7 mois de contamination à 8 m de l'autoroute.

TABLEAU 3

Accumulation du plomb chez les lichens transplantés et chez les mêmes espèces se développant naturellement à proximité de l'autoroute

Espèce	Biologie	Durée de transplantation (en mois)	Teneur en plomb:	
			maximale obtenue	maximale naturelle
<i>Cladonia impexa</i>	terricole	22,4	254	332
<i>Umbilicaria pustulata</i>	saxicole	13,4	467	503
<i>Parmelia caperata</i>	saxicole	22,4	896	1010
<i>Evernia prunastri</i>	corticole	15,3	582	671
<i>Parmelia physodes</i>	saxicole	15,1	426	445
<i>Parmelia physodes</i>	corticole	17,3	408	590

Parmi les espèces les plus sensibles à la pollution plombique, nous pouvons retenir le *Lecanora conizaeoides* qui est également l'espèce la plus tolérante à la pollution acide, et deux espèces très communes dans nos campagnes, le *Parmelia physodes* et l'*Evernia prunastri*. Il va de soi que le *Lecanora conizaeoides* sera prélevé à l'intérieur des villes où il subsiste et les deux autres espèces en zone rurale.

Enfin il faut signaler que si le prélèvement des échantillons peut être rapide, l'opération de dosage qui s'effectue sur une faible masse de matière sèche (0,2 à 0,4 g) nécessite une préparation relativement longue (72 h de dessiccation et 72 h de minéralisation) avant le dosage lui-même qui est instantané. L'appareil utilisé est alors un spectrophotomètre d'absorption atomique, c'est-à-dire le même matériel que celui employé pour doser le plomb recueilli par les filtres des capteurs.

2. QUALITÉS DES ESTIMATIONS

L'expression des résultats obtenus en utilisant les lichens comme indicateurs biologiques fait apparaître d'autres avantages qui s'ajoutent à ceux soulignés ci-dessus.

a) Corrélation entre l'accumulation du plomb par les lichens et les retombées atmosphériques.

En l'absence de capteurs en forêt de Fontainebleau, nous n'avons pas pu comparer les résultats obtenus par la méthode biologique avec des mesures de la pollution plombique. Une corrélation étroite entre l'accumulation du plomb dans les thalles et les retombées atmosphériques a été néanmoins établie en Scandinavie (ANDERSEN *et al.*, 1978 ; GYDENSEN *et al.*, 1981) et en Grande Bretagne (GOYAL et SEWARD, 1981).

Cependant, nos résultats témoignent indirectement d'une relation entre la bioaccumulation du plomb et sa dispersion de part et d'autre de l'autoroute. En effet, l'existence d'une corrélation hautement significative entre l'accumulation du plomb chez plusieurs espèces et l'éloignement de l'autoroute traduit, à Fontainebleau, une dispersion du plomb qui rappelle la loi de Fick sur la diffusion des éléments minéraux. La modification de ce modèle sous l'influence locale des facteurs climatiques et topographiques et les résultats de transplantations à différentes distances de l'autoroute confirment en outre la capacité des lichens à refléter l'intensité des retombées plombiques.

b) Précision des résultats

La précision des résultats dépendra avant tout de la densité des mesures. Il n'est donc pas possible de cartographier le niveau de la pollution plombique, ni même de déterminer l'impact d'une source de pollution comme une autoroute à l'aide des capteurs actuellement en service.

Au contraire, l'abondance des espèces lichéniques sensibles au plomb, la richesse des échantillons et la densité de leur répartition géographique permettent d'obtenir un recouvrement très précis des zones rurales. À l'intérieur des agglomérations le nombre d'espèces, réduit à cause de la pollution acide élevée, permet aussi une estimation de la pollution plombique car les espèces poléotolérantes ont une grande affinité pour le plomb. La précision de la méthode biologique sera donc toujours supérieure à celle obtenue par les mesures dispersées des retombées atmosphériques.

c) Possibilité de suivre l'évolution de la pollution

En raison de l'insuffisance des réseaux de capteurs et de leur fiabilité peu élevée, l'utilisation d'indicateurs biologiques est la seule possibilité pour suivre l'évolution de la pollution plombique. L'absence de dosages en continu et

l'existence de variations périodiques des conditions de dispersion des polluants ne permettent pas de mesurer de façon représentative l'intensité de la pollution plombique atmosphérique. Ces inconvénients liés aux modalités de fonctionnement des capteurs utilisés et à la variabilité des facteurs climatiques, n'existent pas avec les lichens qui intègrent en permanence les variations de la qualité de l'air.

Le suivi de la pollution plombique après l'ouverture d'une voie de circulation ou après sa fermeture (phénomène d'exsorption) peut donc être assuré en utilisant la bioaccumulation du plomb par les lichens.

III — LES LIMITES DE LA MÉTHODE BIOLOGIQUE

Les variations de la bioaccumulation du plomb en fonction de facteurs internes et externes autres que l'intensité de la pollution et l'absence de standardisation de la méthode, sont des inconvénients semblant limiter l'utilisation et l'intérêt des lichens.

1. INFLUENCE DES FACTEURS AUTRES QUE L'INTENSITÉ DE LA POLLUTION SUR L'ACCUMULATION DU PLOMB

a) Facteurs internes

La croissance des lichens présente dans nos régions un maximum assez accusé au printemps (OZENDA et CLAUZADE, 1970), mais nos observations à Fontainebleau (DERUELLE, 1983) montrent que ce phénomène est insuffisant pour expliquer l'ampleur de l'exsorption signalée pendant certaines périodes de l'année ou sur les thalles retransplantés. Néanmoins l'accumulation du plomb varie avec l'âge des lichens (LAWREY et HALE, 1979). Cette observation a été confirmée à Fontainebleau sur l'*Umbilicaria pustulata*. Il est donc indispensable de prélever et de comparer des échantillons de même âge, donc de mêmes dimensions.

b) Facteurs externes

Des facteurs externes, d'ailleurs liés aux variations de la dispersion du plomb dans l'atmosphère, peuvent influencer localement l'accumulation du plomb par les thalles. C'est le cas notamment des facteurs climatiques, microclimatiques et topographiques qui modifient l'intensité des retombées plombiques. En fait, ces variations dues à l'hétérogénéité des sites de prélèvement sont les mêmes qu'il s'agisse d'indicateurs biologiques ou de capteurs. Ainsi, une différence de pollution de part et d'autre d'un obstacle sera détectée aussi bien par un capteur que par un lichen. Des précautions lors du choix des sites à étudier et lors de l'interprétation des résultats suffisent à supprimer cet inconvénient.

Une limite plus sérieuse de la méthode biologique est la faculté d'exsorption des lichens. En effet, les lichens présentent des périodes d'exsorption (Fig. 2) mises en évidence récemment (DERUELLE, 1983). De ce fait, ils ne peuvent prétendre indiquer le niveau réel de la pollution atmosphérique plombique. Cependant, les variations dues à l'exsorption des thalles peuvent être éliminées en récoltant les échantillons dans un laps de temps très court, de l'ordre de deux ou trois jours et en dehors de périodes pluvieuses (lessivage éventuel du plomb par les pluies acides ?). Pour les expériences de transplantation, des prélèvements réguliers de thalles transplantés, mais aussi de thalles témoins permettent de tenir compte de ce phénomène.

2. ABSENCE DE STANDARDISATION DE LA MÉTHODOLOGIE

L'utilisation des lichens comme indicateurs biologiques de pollution plombique est peu développée à ce jour. Il est nécessaire de procéder à des prélèvements de thalles et à des dosages dans des conditions identiques pour pouvoir comparer les résultats obtenus.

a) Prélèvement des échantillons

L'accumulation du plomb est influencée par l'orientation des thalles par rapport au foyer de pollution, et par leur hauteur au-dessus du sol. Le prélèvement des échantillons doit toujours être effectué dans des conditions comparables, et pour les espèces épiphytes, nous préconisons une récolte entre 1,3 et 1,5 au-dessus du sol.

b) Dosage du plomb

Le dosage du plomb par spectrophotométrie d'absorption atomique est la technique actuellement la plus employée. Le dosage est effectué après dessiccation (étuve à 105°C pendant 72 h) et minéralisation totale dans l'eau oxygénée bouillante (étuve à 90°C pendant 72 h).

c) Interprétation des résultats

Les résultats des échantillons dits «témoins» montrent des différences sensibles selon les régions. Ainsi à Fontainebleau les thalles témoins témoignent d'une pollution de fond (densité des voies de circulation qui s'ajoute à la pollution régionale ?) supérieure à celle obtenue dans d'autres régions de France (Picardie, Haute-Savoie) ou du monde (Scandinavie, Spitzberg). Des précautions sont donc indispensables pour préciser la notion de teneur «normale», même si les thalles témoins sont prélevés à plus de 600 m de toute voie de circulation.

CONCLUSION

La détection et l'estimation de la pollution plombique avec les lichens sont possibles dans la mesure où ces végétaux réunissent les conditions que l'on attend des indicateurs biologiques (cf. MOLFETAS et BLANDIN, 1980 ; LEBRUN, 1980 ; LEROND et VAN HALUWYN, 1981 ; STEUBING, 1982 ; POSTHUMUS, 1983).

Étant donnée la grande affinité pour le plomb d'espèces communes et de grande amplitude écologique comme le *Lecanora conizaeoides*, l'*Evernia prunastri* ou le *Parmelia physodes*, la quantification des retombées atmosphériques pourra être assurée en utilisant ces lichens. Quelques précautions méthodologiques concernant les conditions de prélèvement des thalles et de dosage du plomb sont cependant nécessaires pour obtenir des résultats comparables, surtout lorsqu'il s'agit de comparer des variations temporelles de l'accumulation.

La méthode biologique d'estimation de la pollution plombique est plus sensible, plus rapide, plus précise, plus facile et moins onéreuse que la méthode de mesure avec des capteurs. En utilisant le plomb comme traceur de la pollution automobile, on pourra également préciser l'impact des voies de circulation et suivre l'évolution de la pollution d'origine automobile.

Les résultats évoqués dans cet article concernant l'accumulation du plomb en forêt de Fontainebleau sont extraits d'une recherche (DERUELLE, 1983) financée par le PIREN (contrat n° 50-7810 sous la direction de P. BLANDIN et J.L. FABIANI) et par le Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie (Convention de recherche n° 79-15).

BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSEN (A.), HOVMAND (M.F.) et JOHNSEN (I), 1978. — Atmospheric heavy metal deposition in the Copenhagen area. *Environ. Pollut.*, 17, p. 133-151.
- DERUELLE (S.), 1983. — Écologie des lichens du Bassin parisien. Impact de la pollution atmosphérique (engrais, SO₂, Pb) et relations avec les facteurs climatiques. *Thèse d'État, Paris*, 360 p. et annexe 202 p.
- DERUELLE (S.) et LALLEMANT (R.), 1983. — Les lichens témoins de la pollution. Thème Vuibert Université, Paris, 108 p.
- DRUELLE (J.P.) et VILAIN (M.), 1973. — Étude des causes de dépérissement de la végétation à proximité immédiate des autoroutes. *C.R. Acad. Agr. Fr.*, 59, p. 1495-1504.
- GARTY (J.), FUCHS (C.), ZISAPPEL (N.) et GALUN (M.), 1977. — Heavy-metals in the lichen *Calopola aurantia* from urban, suburban and rural regions in Israel (A comparative study). *Water, Air, and Soil pollution*, 8, p. 171-188.
- GOYAL (R.) et SEAWARD (M.R.D.), 1981. — Lichen ecology of the Scotchmoor heathlands. II. Industrial metal fallout pattern from lichen and soil assays. *Lichenologist*, 13, 3, p. 289-300.
- GYDESEN (H.), RASMUSSEN (L.), PILEGAARD (K.), ANDERSEN (A.), et HOVMAND (M.F.), 1981. — Differences in the regional deposition of cadmium, copper, lead and zinc in Denmark as reflected in bulk precipitation, epiphytic cryptogams and animal kidneys. *Ambio*, 10, 5, p. 229-230.
- LAWREY (J.D.) et HALE (M.E.), 1979. — Lichen growth responses to stress induced by automobile exhaust pollution. *Science*, 204, p. 423-424.
- LEBRUN (P.), 1980. — L'usage de bioindicateurs dans le diagnostic sur la qualité du milieu de vie. In : *Journées d'étude de l'A.F.I.E. - Écologie appliquée - Indicateurs biologiques et techniques d'études*, p. 175-203.
- LEROND (M.) et VAN HALUWYN (C.), 1981. — Les indicateurs biologiques et le développement : les lichens. In : *Les Connaissances scientifiques Écologiques et le Développement et la Gestion des Ressources et de l'Espace*. Paris, C.N.R.S. p. 121-126.
- MOLFETAS (S.) et BLANDIN (P.), 1980. — Quelques éléments de réflexion sur la notion d'indicateur écologique. In : *Journées d'étude de l'A.F.I.E. - Écologie appliquée - Indicateurs biologiques et techniques d'étude*, p. 167-174.
- OZENDA (P.) et CLAUZADE (G.), 1970. — Les Lichens. Étude biologique et flore illustrée. Masson, Paris, 801 p.
- PAKARINEN (P.), MAKINEN (A.) et RINNE (R.J.K.), 1978. — Heavy metals in *Cladonia arbuscula* and *Cladonia mitis* in eastern Fennoscandia. *Ann. Bot. Fennici*, 15, p. 281-286.
- PILEGAARD (K.), 1979. — Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia cirrata* in the vicinity of a Danish steelworks. *Water, Air and Soil Pollution*, 11, p. 77-91.
- PILEGAARD (K.), RASMUSSEN (L.) et GYDESEN (H.), 1979. — Atmospheric back ground deposition of heavy metals in Denmark monitored by epiphytic cryptogams. *J. Appl. Ecol.*, 16, p. 843-853.
- POSTHUMUS (A.), 1983. — General philosophy for the use of plants as indicators and accumulators of air pollutants and as bio-monitors of their effects. In : *Proc. of the Vth World Congress on Air Quality*, Paris, 16-20 May 1983, vol. 2, p. 555-561.
- SEAWARD (M.R.D.), 1974. — Some observations on heavy metal toxicity and tolerance in lichens. *Lichenologist*, 6, p. 158-164.
- SHIMWELL (D.W.) et LAURIE (A.E.), 1972. — Lead and zinc contamination of vegetation in the Southern Pennines. *Environ. Pollut.*, 3, p. 291-301.
- STEUBING (L.), 1982. — Problems of bioindication and the necessity of standardization. In Monitoring of air pollutants by plants - Methods and problems. *Proc. of the International Workshop, Osmabrück (F.R.G.)*, September 24-25, 1981, p. 19-24.
- TAKALA (K.) et OLKKONEN (H.), 1981. — Lead content of an epiphytic lichen in the urban area of Kupi, east central Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 18, p. 85-89.

UTILISATION DES LICHENS POUR LA CARTOGRAPHIE ET LE SUIVI DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

par Michel LEROND

Centre de Documentation sur le Milieu naturel
55, rue Louis Ricard — 76000 ROUEN

MOTS-CLÉS : lichens - pollution de l'air - bio-indicateurs

KEY-WORDS : lichens - air pollution - bio-indicators

RÉSUMÉ

Leur physiologie particulière a fait des lichens de bons indicateurs de la qualité de l'air reconnus depuis longtemps. Leur utilisation pour la cartographie des zones de pollution a provoqué une évolution des méthodologies. Celles-ci s'appuyaient sur de simples observations floristiques et débouchent maintenant sur une approche phytosociologique qui intègre un maximum de paramètres.

Cette nouvelle approche permet la mise au point d'une échelle simplifiée utilisable par le technicien de terrain pour le suivi spatio-temporel de la pollution de l'air.

Parmi les indicateurs biologiques permettant de détecter et d'estimer la pollution de l'atmosphère, les lichens sont dans l'état actuel de nos connaissances, les végétaux les mieux adaptés en raison de :

- leur longévité,
- leur activité photosynthétique s'étalant sur pratiquement toute l'année,
- leur grand pouvoir d'accumulation,
- leur état de dépendance vis-à-vis de l'atmosphère.

Les lichens intègrent ainsi les données globales relatives à la pollution atmosphérique acide à partir de l'observation des effluents acides. Les lichens enregistrent donc un phénomène de sommation dont sont victimes les biocénoses et l'organisme humain.

De nombreuses études tant biogéographiques que biochimiques se sont succédées dans le monde, surtout depuis 1950, démontrant l'influence de l'aéropollution sur le développement des lichens.

En France, depuis une quinzaine d'années, l'estimation de la pollution atmosphérique acide à partir de l'observation des lichens a été tentée dans diverses régions, le plus souvent à l'aide d'une méthode qualitative anglaise : la méthode de HAWSWORTH et ROSE (1970). C'est une méthode qui s'appuie sur une échelle de corrélation entre la flore lichénique épiphyte et les taux de pollution atmosphérique acide exprimés en SO_2 par m^3 d'air.

Les études effectuées par cette méthode concernent différentes régions telles que le Nord de la France, la Haute-Normandie, la région parisienne, la région de Troyes. Pour être complet, il convient de signaler également que l'observation de la végétation lichénique a permis de visualiser d'au-

SUMMARY

Lichens used for mapping air pollution

On account of their particular physiology, lichens are known as good indicators

Their utilization for mapping pollution zones results of methodical developments. First, floristical observations were the base of the method, now a phytosociological method integrates a maximum of parameters. This new approach allows the setting of a simplified scale usable by field-working technicians for the spatial and temporal monitoring of air pollution.

tres types de pollution :

- pollution fluorée (ASTA-GIACOMETTI, 1980 — Alpes),
- pollution azotée (DERUELLE *et al.*, 1979 — Champagne),
- pollution par le plomb (DERUELLE, 1981 — Région parisienne).

Nous ne retiendrons ici que l'utilisation des lichens pour l'estimation et la cartographie de la pollution atmosphérique acide. Celle-ci a déjà fait l'objet d'un bilan synthétique très détaillé dans le *Bulletin d'Écologie* par DERUELLE (1978).

I — ÉVOLUTION MÉTHODOLOGIQUE

1. APPROCHE FLORISTIQUE

À l'origine, en Suède, SERNANDER (1926) met en évidence trois zones de végétation lichénique autour des villes :

- le centre des villes les plus polluées, « désertique »,
- la périphérie avec seulement quelques espèces,
- l'extérieur des villes avec une flore lichénique diversifiée.

Après les discussions sur le rôle des conditions climatiques particulières dans l'appauvrissement de la flore lichénique urbaine, il a été démontré l'influence réelle de la pollution de l'air.

Dans les années 1970, les approches de ce phénomène se sont précisées et réparties en trois catégories :

— les méthodes qualitatives s'appuyant sur une échelle de corrélation entre la végétation lichénique et le taux de pollution. Dans ce cas l'échelle est directement applicable sur le terrain lors des observations.

— les méthodes quantitatives nécessitant le calcul d'un indice de pollution, résultant d'une formule mathématique faisant intervenir différents paramètres relatifs à la flore lichénique.

— les méthodes indirectes requérant une expérimentation telle que la comparaison du pouvoir multiplicateur sur des sorbiers, «bourgeons» des lichens.

Depuis une décennie, la méthodologie qualitative a été très employée, notamment celle des britanniques HAWKSWORTH et ROSE, la plus commode à appliquer. Toutes les espèces ne présentant pas la même sensibilité à l'égard de la pollution acide, les auteurs anglais confrontent la répartition des espèces avec la variation du taux de gaz sulfureux déterminé au moyen d'appareils physico-chimiques. La corrélation ainsi établie permet d'obtenir une échelle qualitative directement applicable. Dès 1973, VAN HALUWYN introduit cette méthode en France (DERUELLE - VAN HALUWYN, 1973) qui sera souvent reprise ensuite.

DERUELLE (1978) compare la sensibilité de trois méthodes dans la région de Mantes : celle de TRASS (1973) utilisant un indice de poléotolérance, celle de LEBLANC et de SLOOVER (1970) s'appuyant sur la détermination d'un indice de pureté atmosphérique, donc des méthodes quantitatives, et celle de HAWKSWORTH et ROSE précitée. L'auteur constate la convergence des résultats, si ce n'est une différence de sensibilité entre les trois méthodes, à l'avantage de la troisième.

Enfin BEDENEAU (1980) emploie une méthode indirecte, ou plutôt mixte, prenant en compte à la fois des données qualitatives et quantitatives, méthodologie de suivi en situation de pollution élevée.

2. MÉTHODE DE HAWSWORTH ET ROSE

Pour notre part, nous avons utilisé cette méthode qualitative pour nos travaux de cartographie de la pollution atmosphérique en Normandie orientale.

L'échelle de corrélation lichens-pollution comporte 11 niveaux numérotés de 0 (pollution forte) à 10 («air pur»). Chaque niveau est défini par plusieurs espèces d'amplitude écologique assez large classées en deux groupes selon qu'elles se développent sur des écorces basiques ou acides. Les valeurs estimées de dioxyde de soufre (SO_2) correspondent à des moyennes hivernales de pollution (d'octobre à mars inclus).

Les observations sont effectuées dans des conditions aussi répétitives que possible en prenant certaines précautions à savoir :

— considérer les lichens se développant sur les écorces de bas pH comme celles des frênes, chênes, peupliers ou saules. En effet plus l'écorce est basique et plus elle neutralise l'effet du SO_2 . Les écorces eutrophes comme celles des ormes, érables ou tilleuls favorisent l'installation de groupements nitrophiles, on utilise dans ce cas un correctif à l'échelle.

— observer de préférence les arbres dont le diamètre se situe entre 0,50 et 1 m, à environ 1,50 m du sol, la base des troncs pouvant être protégée de la pollution par le couvert herbacé.

Le niveau de pollution ainsi estimé permet d'affecter à chaque station un indice de zone. Ces indices, reportés sur une carte, autorisent le tracé de courbes d'iso-pollution, visualisant ainsi des zones le plus souvent concentriques autour des sources de pollution.

3. APPROCHE PHYTOSOCIOLOGIQUE

L'utilisation de la méthode britannique dans le Nord de la France n'a pas rencontré d'obstacle majeur étant donné l'analogie de flore et de climat entre les deux régions ; par contre son application telle quelle dans d'autres régions peut poser des problèmes. Les espèces retenues par les auteurs anglais ne se retrouvent pas partout et si elles sont ubiquistes, leur seuil de tolérance varie en fonction des conditions écologiques et climatiques locales. C'est pourquoi nous avons essayé d'élaborer une autre approche nous permettant de mettre au point une échelle généralisable à un plus vaste territoire et ce quelle que soit la région étudiée. La méthode utilisée s'appuie sur la méthode sigmatiste d'étude des groupements végétaux de BRAUN-BLANQUET (1964). Pour ce faire, au lieu de travailler avec les espèces isolées nous avons considéré dans chaque station le ou les groupements épi-phytes. On peut alors dire que dans un groupement les espèces s'y trouvent ensemble parce-qu'elles répondent aux mêmes conditions climatiques, écologiques et a fortiori au même taux de pollution, le facteur pollution étant un facteur écologique également plus ou moins limitant.

Sur chaque arbre examiné nous avons effectué des relevés selon la méthode sigmatiste, par délimitation d'une surface homogène à l'intérieur de laquelle nous répertorierions toutes les espèces affectées des coefficients d'abondance-dominance.

Tous les relevés sont ensuite réunis en un tableau que l'on ordonne pour faire apparaître les affinités sociologiques. Cette nouvelle approche fut d'abord mise au point dans le Nord de la France (VAN HALUWYN, 1978) puis fut reprise en Normandie (LEROND, 1981), dans ces deux régions les résultats sont en tout point comparables.

Cette démarche aboutit à une échelle valable pour le Nord-Ouest de la France et quantifiée en fonction des mesures physico-chimiques relevées en Normandie (Tabl. 1)

Cette nouvelle approche apporte deux simplifications par rapport à l'échelle de HAWKSWORTH et ROSE :

— elle retient 7 zones au lieu de 11 : en effet au-dessous d'un certain niveau de pollution, le tableau phytosociologique démontre que la composition floristique est la même ; le facteur pollution s'estompant devant les autres facteurs écologiques.

— elle comporte des espèces facilement reconnaissables que nous avons choisi au sein de chaque groupement individualisées par le tableau. En outre chaque zone a ses espèces propres.

Dans une analyse méthodologique détaillée, DERUELLE (1983) examine l'importance de l'homogénéité des conditions stationnelles et conclut, entre autres, à l'intérêt de multiplier les relevés sur des phorophytes différents. C'est un des facteurs pris en compte par une approche phytosociologique et c'est une confirmation de notre démarche.

En outre le fait de travailler sur des relevés permet de disposer d'archives quantifiées. Notre but actuel est de multiplier nos observations afin d'apporter certains correctifs en vue d'une généralisation à la moitié nord de la France exception faite des régions à caractère nettement montagnard (Vosges-Jura). Une collaboration étroite avec les Directions Régionales de l'Industrie et de la Recherche devrait permettre d'établir des corrélations avec les mesures de pollution.

4. UTILISATION PAR LE TECHNICIEN DE TERRAIN

L'élaboration de l'échelle doit être faite par les lichénolo-

gues car elle nécessite une bonne connaissance de toutes les espèces présentes et une bonne pratique de la lichénosociologie. Par contre, une fois l'échelle élaborée, l'utilisation peut en être facilement faite par un personnel technique de terrain non spécialiste en lichénologie.

En Haute-Normandie, le suivi de la cartographie de l'aéropollution se fait maintenant avec le concours des agents techniques de l'Office National des Forêts sur les principaux massifs forestiers régionaux.

TABLEAU 1

Échelle d'estimation de la pollution atmosphérique acide établie pour le Nord-Ouest de la France à partir de l'analyse de groupements de lichens épiphytes

ESPECES DE LICHENS	Zone	Acidité de l'air en $\mu\text{g de SO}_2/\text{m}^3$	
		moyenne hivernale	moyenne annuelle
<i>Pleurococcus viridis</i>	A	~170	~120
<i>Lecanora conizaeoides</i>	B	~150	~100
<i>Lecanora expallens</i>	C	~125	~80
<i>Buellia punctata</i>	D	~70	~50
<i>Diplazia canescens</i> <i>Lecidella elaeochroma</i> <i>Leparia lacuna</i> <i>Parmelia sulcata</i>	E	~60	~40
<i>Physcia ascendens</i>			
<i>Physcia tenella</i>			
<i>Xanthoria parietina</i>			
<i>Evernia prunastri</i> <i>Hypogymnia physodes</i> <i>Periurisaria amara</i>			
<i>Parmelia acetabulum</i> <i>Phaeophyscia orbicularis</i> <i>Physcia grisea</i> <i>Ramalina fastigiata</i> <i>Parmelia caperata</i> <i>Parmelia subrudecta</i> <i>Periurisaria perissa</i> <i>Ramalina farinacea</i>	F	~40	~30
<i>Anaptychia ciliaris</i>			
<i>Physcia alpicola</i>			
<i>Ramalina fraxinea</i>			
<i>Parmelia pilulata</i>			
<i>Parmelia revoluta</i>			
	G	<40	<30

2 — APPLICATION CARTOGRAPHIQUE EN NORMANDIE ORIENTALE ET SUIVI SPATIO-TEMPOREL

En s'appuyant sur la méthode phytosociologique mise au point par VAN HALUWYN et LEROND, la cartographie de la pollution de l'air en Normandie orientale fait apparaître une zone fortement polluée couvrant la Basse Seine et particulièrement les agglomérations de Rouen et du Havre avec un maximum de pollution de l'ordre de $80 \mu\text{g de SO}_2/\text{m}^3$ d'air en moyenne annuelle (Fig. 1).

La comparaison des résultats de la campagne 1982 par

rapport à celles de 1975, 1978 et 1980 fait apparaître une évolution lente de la situation comportant une amélioration sensible au niveau des foyers de pollution de la Basse-Seine. Elle montre aussi des signes de légère augmentation de la pollution de fond en milieu rural au nord-ouest et à l'est de la Basse-Seine.

3 — FIABILITÉ DES LICHENS COMME BIO-INDICATEURS

Cette méthode biologique d'estimation de l'aéropollution offre l'avantage d'intégrer tous les paramètres physico-chimique et le facteur temps. Elle prend donc en compte toutes les mesures qui ne sont pas faites par des appareils sélectifs. Elle donne ainsi une image souvent plus pessimiste de la situation parce qu'elle intègre davantage de paramètres et présente un « effet mémoire ». Elle ne peut cependant répondre à toutes les questions posées.

1. MÉTHODOLOGIE DE CONSTAT

Pour la pollution acide, le temps de réponse est assez long en cas de modification positive de la situation. En effet, dans le cas d'une diminution significative de l'aéropollution, les lichens ne réapparaîtront qu'avec un certain retard du fait de la faible accessibilité des diaspores et de leur physiologie propre. Ce phénomène est accentué en milieu urbain où les phorophytes sont peu nombreux et isolés par les écrans que constituent les constructions. Ce problème préoccupe depuis peu de nombreux chercheurs qui étudient les modalités de la recolonisation lichénique et ses corrélations avec l'évolution des taux de pollution.

À l'inverse, les lichens constituent des bio-indicateurs d'alerte remarquables pour déceler les pollutions de fond de faible densité et pour estimer la dispersion des polluants à partir des sources, localiser les poches de pollution, délimiter leur contour et suivre leur évolution.

Les informations fournies par les lichens sont ainsi très complémentaire de celles données par les réseaux de mesure et de prévention. Ils prennent toute leur signification en milieu péri-urbain ou rural pour le suivi de la diffusion des polluants à moyenne ou longue distance.

2. LIMITES EN MILIEU URBAIN

La méthode biologique trouve actuellement rapidement ses limites en milieu très urbanisé et industrialisé. En effet les échelles utilisées pour la pollution acide manquent de précision pour les zones les plus polluées du fait de la rareté des épiphytes en ville. Il serait donc souhaitable de faire entrer dans cette échelle les lichens inscrustants se développant sur des supports autres que les arbres, tels que la pierre, le béton, l'ardoise, la tuile, etc.

BIBLIOGRAPHIE

- ASTA-GIACOMETTI (J.), 1980. — Flore et végétation des Alpes nord-occidentales : écologie, biogéographie, écophysiologie, bio-détection de la pollution fluorée — Grenoble : Université scientifique et médicale, 1980. *Thèse de Doctorat-es-Sciences*, 249 p.
- BEDENEAU (M.), 1980. — Évolution des caractères morphologiques, anatomiques et biochimiques de quelques lichens subsistant en milieu forestier pollué. *Thèse de Sciences naturelles de l'Université d'Orléans* UER des Sciences fondamentales et appliquées, 1980, 87 p.

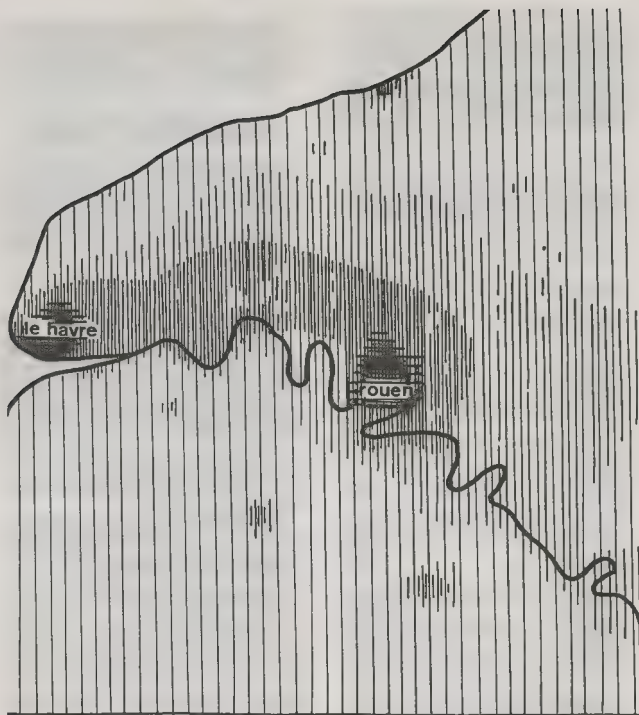


Fig. 1



Zone C



Zone D



Zone E



Zone F



Zone G



0 5 25 km

- BRAUN-BLANQUET (J.), 1964. — Pflanzensoziologie. Vienne : Springer Verlag, 865 p.
- DELZENNE-VAN HALUWYN (C.), 1973. — Contribution à l'étude de la distribution des lichens épiphytes dans le nord de la France. Application au problème de la pollution atmosphérique. Université de Lille : Thèse Doctorat Etat en Pharmacie, 1973, 162 p.
- DERUELLE (S.), 1978. — Les lichens et la pollution atmosphérique. *Bull. Ecol.*, 1978, 9, 2 : 87-128.
- DERUELLE (S.), 1978. — Étude comparée de la sensibilité de trois méthodes d'estimation de la pollution atmosphérique en utilisant les lichens comme indicateurs biologiques, dans la région de Mantes (Yvelines). *Rev. Bryol. Lichénol.*, 1978, 44, 4 : 429-441.
- DERUELLE (S.), LALLEMANT (R.) et ROUX (C.), 1979. — La végétation lichénique de la Basilique Notre-Dame de l'Épine (marne). *Doc. phytosociol.*, 1979, 4 : 217-234.
- DERUELLE (S.), 1981. — Effets de la pollution atmosphérique sur la végétation lichénique dans le Bassin parisien. Paris : Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, 1981, 112 p.
- DERUELLE (S.), 1983. — Écologie des lichens du bassin parisien. Impact de la pollution atmosphérique (engrais, SO_2 , Pb) et relations avec les facteurs climatiques. Paris : Université Pierre et Marie Curie, 1983, Thèse de Doctorat-es-Sciences. 2 vol., 360 + 202 p.
- HAWSWORTH (D.L.) et ROSE (F.), 1970. — Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 1970, 227, 5254 : 145-148.
- LEBLANC (F.) et DE SLOOVER (J.), 1970. — Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.*, 1970, 48 : 1485-1496.
- LEROND (M.), 1975. — Étude des lichens dans le parc naturel régional de Brotonne. Intérêt pratique pour la mise en évidence des zones de pollution atmosphérique. Université de Rouen, D.E.S. Sciences, 185 p.
- LEROND (M.), 1978. — Courbes d'isopollution de la région de Rouen obtenues par l'observation des lichens épiphytes. *Bull. Soc. Linn. Normandie*, 1978, 106 : 73-84.
- LEROND (M.), 1980. — Lichénogéographie de la Basse-Seine. Application à la cartographie de la pollution atmosphérique. *Actes Muséum Rouen*, 1980, 3 : 33-69.
- LEROND (M.), 1981. — Les lichens épiphytes en Normandie orientale. Distribution, sociologie et application de la cartographie de la pollution atmosphérique. *Actes Mus. Rouen*, 1981, 1, 2 : 1-300.
- LEROND (M.), 1982. — Cartographie de la pollution de l'air en Haute-Normandie par une méthode biologique. Convention d'étude pour le REMAPPA. Polycopié, 14 p., 1 carte.
- SERNANDER (R.), 1926. — Granskor och Fiby urskog. — *Acta phytogeogr. Suec.*, 1926, 8 : 232.
- TRASS (H.), 1973. — Lichen sensitivity to the air pollution and index of poléotolérance (I.P.). *Fal. Crypt. Est.*, 1973, 3 : 19-22.
- VAN HALUWYN (C.) et FOUCAULT (B. de), 1980. — Séminaire de cryptogamie. *Doc. phytosocia.*, 1980, V.

INDICATEURS ET INDICES BIOLOGIQUES DANS LE DOMAINE MARIN

par Gérard BELLAN

Station marine d'Endoume
URA 41 C N R S. — 13007 MARSEILLE

MOTS-CLÉS : Indicateurs biologiques, Indices biologiques, domaine marin, benthos, perturbations

KEY-WORDS : Biological Indicators, Biological Indices, Marines Environment, Benthos, perturbations

RÉSUMÉ

Une revue générale des notions d'indicateurs et d'indices biologiques dans le domaine marin a été donnée. Leurs caractéristiques ont été analysées en fonction des difficultés et même des risques de mauvaises interprétations que leur utilisation peut susciter. La notion d'indicateurs biologiques est, de longue date, implicitement et explicitement développée dans l'étude du milieu marin. Cela facilite grandement leur utilisation au niveau de la surveillance écologique de cet environnement.

SUMMARY

Biological Indicators and Indices in the marine Environment

A general review of biological Indicators and Indices in the marine Environment has been provided. Their characteristics have been analyzed taking into account the difficulties and even the risks of possible misinterpretation in their utilisation. The notion of biological Indicators has, for a long time, implicitly or explicitly, developed along with basic studies on the marine Environment. Their utilisation in ecological surveys has thus been facilitated.

INTRODUCTION

Lors d'un séminaire, réuni à Paris, du 15 au 18 novembre 1983, sous l'égide du Secrétariat à l'Environnement et du CNEOX, il a été traité des «Indicateurs biologiques dans le milieu marin». Ce séminaire bénéficiait de la présence de spécialistes des milieux terrestres et limniques. Il est, bien entendu, hors de propos de faire état, ici, des conclusions que l'on peut tirer de cette réunion. Toutefois, il me paraît intéressant de remarquer que les participants ont eu la nette impression que, si sur le plan normatif, celui de la réglementation si l'on préfère, les choses étaient moins avancées dans le domaine marin, l'état des recherches et surtout, les problèmes posés et les solutions proposées, n'étaient pas fondamentalement différentes. Il n'en reste pas moins que le milieu marin présente des singularités qui sont la source de difficultés d'approches tant conceptuelles que pratiques. Il en résulte une apparence de retard vis-à-vis du domaine limnique. Deux de ces singularités me paraissent essentielles, même si elles aboutissent à énoncer des «truismes» :

a — Le milieu marin est «salé». Cette richesse en sels dissous est une constante dans la gamme des salinités «normales», mais les phénomènes naturels ou artificiels de dessalure à évolution lente ou brutale, aboutiront à des conditions de milieu fort différentes du milieu marin «classique». Ces évolutions auront de profondes répercussions au niveau des «indicateurs biologiques». Sans nécessairement prendre à mon compte la notion de «domaine paraliq», je n'insisterai guère, dans cette communication, sur le problème des «Indicateurs biologiques» dans les zones maritimes soumises à des variations spatio-temporelles de salinité.

b — Le milieu marin n'a pas d'autres frontières que celles que lui imposent les autres milieux physiques : l'air et le «fond des mers», qu'il soit constitué de roches en place ou de sédiments.

On distingue, classiquement, dans le milieu marin, deux grands types de milieu :

a — La masse d'eau avec ses composantes physiques, chimiques et biologiques. Ces dernières désignées communément comme «Pélagos» seront seules prises en compte ;

b — le «fond des mers», interface avec la partie «solide» de notre planète et sur lequel se développe le «Benthos» que je conçois comme la partie vivante, végétale et animale, liée à cette interface.

Sur le plan strictement théorique, on peut concevoir que la notion et l'utilisation des «indicateurs biologiques» se présente de manière homologue dans le «Pélagos» et dans le «Benthos», tant il est vrai que demeurant que ces deux milieux ont des liens étroits. Sur le plan de l'utilisation pratique des indicateurs, il est préférable d'en traiter séparément, tout au moins en l'état actuel des recherches dans ce domaine, recherches beaucoup plus avancées pour le Benthos.

Je souhaiterais, dans cette introduction, traiter brièvement d'un problème particulier : celui des «Indicateurs microbiologiques». Ils se retrouvent, certes, dans les deux domaines précédemment définis, mais, jusqu'à présent, ils ont donné lieu à des travaux plus particulièrement liés à la Santé publique (baignades, coquillages, etc...). C'est un euphémisme de dire que la sérénité qui sied à toute recherche scientifique n'a pas toujours été de mise et de nombreux travaux ont abouti à

des conclusions de... circonstances ou d'opportunité locale. On a trop souvent confondu présence ou absence de Bactéries fécales et de Bactéries pathogènes, comme on s'est trop souvent contenté de rechercher comme «Indicateurs de qualité de l'eau», les *Escherichia coli* qui disparaissent en 48 h et non les Salmonelles qui survivent deux semaines dans le milieu marin. La mise au point d'Indicateurs microbiologiques comme témoins du milieu marin exigerait, préalablement, l'étude des Communautés microbiennes autochtones et des Entérobactéries allochtones au sens large. Quant à la Virologie marine, elle doit être considérée comme étant dans sa période pré-exploratoire.

Enfin, je définis simplement les «Indicateurs biologiques» ou taxons indicateurs comme des détecteurs révélant l'existence de conditions complexes à interpréter et résultant, le plus souvent d'un ensemble de facteurs biotiques et abiotiques difficiles à mesurer directement. Il est utile d'employer des variables (ici, les espèces ou taxons) qui peuvent être mesurées (dénombrées) et qui «indiqueront» la présence de processus dynamiques qu'il serait difficile ou impossible de mesurer directement. Quand plus d'un Indicateur peut être employé pour interpréter ce ou ces phénomènes ou processus, ils peuvent être combinés sous forme d'«Indices». Ces définitions me paraissent très proches de celles avancées par GHETTI (1980) auquel je me référerai fréquemment, implicitement ou explicitement.

La meilleure approche pour arriver à l'optimisation des Indicateurs et Indices biologiques devrait comprendre : l'identification précise des organismes au niveau spécifique, la connaissance de l'autoécologie de chaque espèce et l'estimation de la dynamique des populations en termes de nombre et de biomasse. Nous n'en sommes pas encore là, mais nous en savons suffisamment pour avancer des propositions sérieuses.

DOMAINE PÉLAGIQUE

La mise en évidence d'Indicateurs biologiques des masses d'eau a été tentée de longue date. Certains groupes zoologiques tels les Chaetognathes et les Copépodes ont été largement sollicités. Plus récemment une controverse s'est développée à ce sujet, notamment lorsque la mise au point d'outils statistiques performants a permis de mieux cerner les phénomènes de microdistribution. Il n'en reste pas moins qu'à grande échelle, les masses d'eau sont «marquées» par des Indicateurs biologiques de grande valeur. Toutefois, à une échelle plus réduite, en particulier celle à laquelle doivent intervenir les spécialistes travaillant dans des secteurs géographiques soumis à des pollutions ou des perturbations d'origine humaine, relativement ponctuelles et définies, la mise en évidence d'«Indicateurs biologiques» se heurte à de grandes difficultés. La raison en est simple : les masses d'eau sont des milieux essentiellement mobiles, et par là même fluctuants, dont l'instabilité intrinsèque s'oppose à la définition d'ensembles stables. Toutefois, un certain nombre d'auteurs se sont efforcés de mettre en évidence des groupes d'Indicateurs.

BLANC et LEVEAU (1973) ont ainsi défini, au large du Rhône et en relation avec le Golfe de Fos (et son complexe industriel-portuaire), quelques Associations spécifiques intéressantes.

— une Association caractéristique des aires de dilution et de pollution avec : *Acartia clausi*, *A. latisetosa*, *A. discaudata*, *Podon polyphemoides* ;

— une Association d'aire de dilution avec : *Sagitta setosa*, *Penilia avirostris*, *Paracalanus parvus* ;

— une Association d'eaux marines néritiques avec *Evadne*

spp., *Clausocalanus* spp., *Temora stylifera*, etc...

PATRITI (1976) avait mis en évidence, dans les bassins du Port de Marseille, des Associations à tendance portuaire avec *Euterpina acutifrons* et *Oithona nana*.

On sait, aussi, que de nombreuses espèces de l'Hyponeuston sont éliminées dans les aires polluées. C'est, en particulier, le cas des Pontellidae. Il a été suggéré d'utiliser des indices statistiques basés sur la composition floristico-faunistique du plancton. Ce ne serait pas les Indices en eux-mêmes qui seraient intéressants, étant trop dépendants de l'instant et du lieu exacts du prélèvement, mais leur évolution spatio-temporelle.

Beaucoup reste à faire dans le domaine pélagique et il m'apparaît préférable de ne point développer outre mesure cet aspect du problème. Je devais, cependant l'évoquer au moins sommairement.

DOMAINE BENTHIQUE

L'étude du milieu vivant du domaine benthique est une longue tradition de l'école française de biologie marine, tant au niveau autoécologique que synécologique.

En Méditerranée, les travaux de PICARD (1965), issus de la méthode phytosociologique zuricho-montpelliérine, et ceux de ses élèves sont basés pour une large part sur la notion d'espèces caractéristiques. Ces espèces caractéristiques sont en fait de véritables «Indicateurs biologiques» de conditions élémentaires ou complexes du milieu. D'autres chercheurs, en Méditerranée ou en d'autres mers (CABIOCH, 1968, GLEMAREC, 1969, BOUDOURESQUE, 1971), par le biais d'approches homologues et avec ou sans utilisation de méthodes statistiques élaborées, ont étudié les communautés benthiques et les ont décrites. De surcroît, on possède une connaissance de la structure de communautés marines littorales sur des périodes de temps suffisamment longues, ce qui est un des meilleurs critères pour estimer les changements dans les communautés. Finalement, au-delà de quelques divergences conceptuelles, un large consensus s'est établi, prenant en compte la notion «d'Indicateurs biologiques» et «d'indices biologiques spécifiques» (basés sur des espèces) ou «structuraux» (plus directement liés à la structure propre des communautés).

3.1. Quelques problèmes posés par la mise en évidence «d'Indicateurs biologiques»

Le grand nombre des facteurs du milieu, qu'ils soient extérieurs au substrat ou qu'ils lui soient directement liés, vient compliquer la mise en évidence de tels Indicateurs et la mise au point d'Indices biologiques. À la limite, chaque facteur déterminera ses propres Indicateurs, mais interactions et chevauchements de facteurs conduiront à la formation de faisceaux d'Indicateurs (et de batteries d'Indices) témoins de ces interactions. On connaît, à titre d'exemple parmi tant d'autres, des espèces caractéristiques ou indicatrices (qui peuvent, le cas échéant, être considérées comme des Indicateurs biologiques) de sédiments sableux, vaseux, de concrétions, d'hydrodynamisme fort ou faible, d'intensité de lumière, de matière organique, etc... Il ne faut toutefois pas se leurrer sur les difficultés que présente la mise en évidence de tels Indicateurs. Si dans le domaine benthique, la stabilité temporelle des communautés et des populations est une règle, la plus grande diversité règne au niveau de leurs variations spatiales. Par exemple, sur une côte rocheuse méditerranéenne, une simple pointe peut délimiter la présence à quelques mètres de distance (voire moins) de peuplements assez différents ! Tel ceux en mode battu à *Cystoseira*

stricta, et en mode plus calme à *Cystoseira crinita*. Pour un même hydrodynamisme (élevé), dans des zones d'eaux pures, on aura, sur les replats subhorizontaux le peuplement à *C. stricta* et sur un tombant, celui à *Mytilus galloprovincialis*. Si un facteur, éventuellement composite, telle une pollution domestique intervient, le peuplement à *C. stricta* disparaîtra progressivement au bénéfice de celui à *Mytilus galloprovincialis*, les moules envahissant progressivement la sous-strate des *C. stricta* pour finalement les éliminer, de sorte que l'abondance de *Mytilus* pourra être utilisée, dans ce cas, comme Indice de pollution. Il va de soi que tout un cortège d'espèces disparaîtra, un autre prendra une importance numérique ou même apparaîtra tout au long du processus qui vient d'être évoqué.

D'une manière générale, la mise en évidence et la mesure des facteurs du milieu, et au-delà la mise en évidence de «gradients», apparaît beaucoup plus complexe pour les substrats solides que pour les substrats meubles. Les facteurs climatiques et édaphiques y sont plus nombreux et plus complexes. Il y est, en particulier très difficile et mesurer des facteurs chimiques au niveau même du substrat et pratiquement impossible à l'intérieur de celui-ci. Il en résulte une plus grande incertitude quant à la corrélation entre ces facteurs et les Indices biologiques.

Dans un autre ordre d'idées, certains facteurs naturels du milieu sont caractérisés par la présence et l'abondance de certaines espèces. Mais d'autres facteurs, pouvant dériver de l'activité humaine perturbant ce milieu, tendront, soit à renforcer, soit à relayer les facteurs «naturels» pour favoriser le développement de certains faisceaux d'Indicateurs. La Polychète *Theostoma oerstedii* est principalement localisée dans des niveaux rochers superficiels en mode modérément battu à calme. Elle se développe considérablement lorsque s'accroît la pollution et elle tolère, alors un environnement nettement plus battu. On a, jadis, signalé dans l'étang de Berre, dont la salinité était alors de l'ordre de 30 à 33‰, la présence de populations d'Oursins *Paracentrotus lividus* de taille réduite. De telles populations ont récemment été mises en évidence par HARMÉLIN (1981) en fonction d'un gradient de pollutions domestiques, alors que la salinité était pratiquement identique à la normale (37 à 38‰).

Ces quelques exemples, sur lesquels j'aurai à revenir, montrent à quel point la mise en évidence et l'utilisation d'Indicateurs (et d'Indices) biologiques présentent des difficultés et exigent de prudence quant à leur interprétation.

C'est au processus de cette mise en évidence et de cette utilisation potentielle, y compris, n'ayons pas peur des mots, au niveau le plus finalisé, que je consacrerai la suite de mon exposé.

3.2. Indicateurs biologiques et Indices biologiques structuraux

L'étude des Assemblages biologiques, selon la terminologie proposée par PERES en 1982, et qui pourrait permettre de dépasser la querelle de nomenclature (communautés, biocoenoses, peuplements, etc...) ayant été largement privilégiée par les océanographes biologistes français, il est tout à fait normal que l'on ait pu présenter des schémas explicatifs de l'évolution de la structure de ces assemblages. C'est dans cet ordre d'idée que GLEMAREC et HILY (1981) ont mis en évidence un certain nombre de paramètres et de groupes écologiques qui sont autant d'Indicateurs biologiques (je dirais plutôt d'Indices) pouvant être utilisés dans des études sur des milieux perturbés. Ces Indices biologiques, mis au point en baie de Concarneau, ont été testés dans d'autres secteurs de la Bretagne occidentale. Ils s'inspirent assez largement de modèles tout à fait similaires proposés en Méditerranée (BELLAN 1967 a et b), dans les mers nordiques

(PEARSON et ROSENBERG, 1978) ou en Californie (REISH, 1959). A des indices «classiques», nombre d'espèces, abondance, biomasse, les auteurs adjoignent cinq groupes écologiques dont la présence et les densités relatives sont caractéristiques des conditions de milieu, dans le cas présent des perturbations liées à des rejets domestiques. Les groupes ainsi définis sont les suivants :

- I — Espèces sensibles, disparaissant lors d'un léger déséquilibre,
- II — Espèces indifférentes qui se développent à la faveur de la réduction des précédentes,
- III — Espèces tolérantes dont la répartition écologique apparaît plus large lorsqu'il n'y a perturbation que dans les conditions normales,
- IV — Opportunistes de premier ordre, appartenant pour l'essentiel à la famille des *Spionidae* et des *Cirratulidae*,
- V — Opportunistes de second ordre, *Capitella capitata*, *Scolecopus fuliginosa*.

GLEMAREC et HILY ont corrélié ces groupes avec un schéma évolutif dans les milieux hypertrophiques armoricains. Les densités relatives des différents groupes d'espèces leur permet de définir 7 stades de dégradation des Assemblages délimitant des zones dont certaines seraient séparées par des écotones limitrophes (Fig. 1).

Récemment SALEN-PICARD (1983) a proposé un schéma d'évolution d'une biocoenose de substrat meuble selon deux modalités (Fig. 2) : envasement naturel et pollution organique. Les conclusions auxquelles arrive cet auteur sont tout à fait similaires à celles de GLEMAREC et HILY (1981).

SALEN-PICARD met en évidence au niveau des groupes écologiques un certain nombre de phénomènes :

- régression des espèces les plus caractéristiques de la biocoenose,
- développement d'espèces très tolérantes, sans exigences particulières vis-à-vis de la nature du substrat. Certaines de ces espèces, indicatrices de perturbations, tendent à monopoliser l'espace,
- accroissement des espèces indicatrices de perturbations conduisant à déséquilibrer le peuplement dont la structure biocoenotique s'effondre,
- développement exclusif d'un tout petit nombre d'espèces, une ou deux subsistant finalement,
- disparition de toute vie macrobenthique.

On retirera de l'étude de ces deux travaux un certain nombre de points importants et de valeur générale :

- a — accroissement limité de la diversité (mesurée par les classiques indices de diversité) dans des zones d'écotones (GLEMAREC et HILY) ou de transition (SALEN-PICARD);
- b — développement d'espèces qui sous l'effet d'une perturbation sont susceptibles de coloniser des biotopes beaucoup plus diversifiés normalement. C'est le cas, par exemple, selon BELLAN *et al.* (1981) d'*Auchenoplax crinita* et de *Paralacydonia paradoxa* dans l'ensemble des fonds sablo-vaseux au large de Cortiou (1), ou encore de ce cortège d'espèces cavitaires, sciaphiles, circalittorales, lesquelles, dans les ports, deviennent épibiontes et sont récoltées par moins d'un mètre de profondeur, espèces dénommées «sciaphiles se démasquant» par BELLAN-SANTINI (1969);

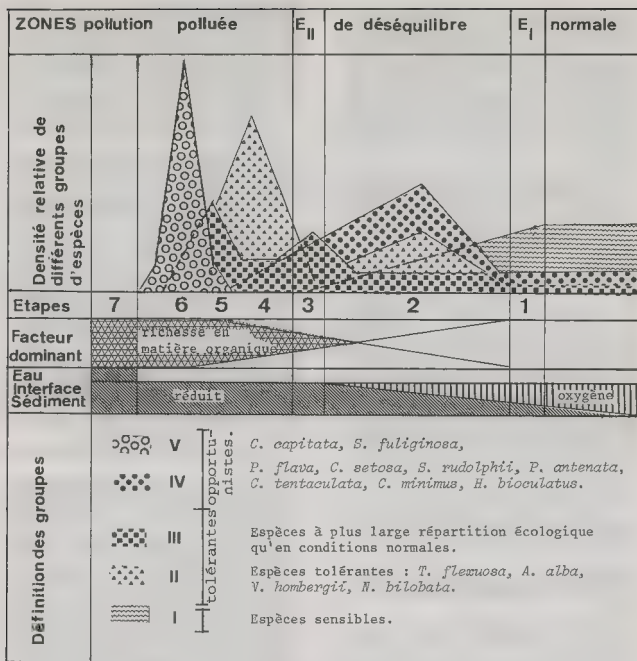


FIG. 1 — Schéma de répartition des espèces benthiques dans les milieux hypertrophiques de Bretagne. L'influence relative des facteurs du milieu est également représentée (d'après GLEMAREC et HILY, 1983).

c — les « opportunistes de 1er ordre » de GLEMAREC et HILY me paraissent appartenir au même contingent quand bien même elles caractériseraient un stade beaucoup plus avancé de dégradation ;

d — le développement d'espèces à larges potentialités écologiques, d'espèces opportunistes, conduit à la monotonie des peuplements, à leur faible différenciation sur des aires de grande surface, révélées par des indices de parenté

(coefficients de similitude) très importants (BELLAN *et al.*, 1981) quand bien même les conditions du milieu évoluent assez largement d'un point à un autre des aires considérées ;

e — dans des milieux perturbés « par nature », par exemple ceux soumis à des variations naturelles ou artificielles de salinité et de température de fortes amplitudes, les espèces sont *ipso facto* adaptées à de sévères conditions de stress. Il en résulte que l'addition d'un stress supplémentaire, ne déclen-

che pas nécessairement le processus classique. Ceci a été particulièrement bien mis en évidence par STORA (1982) dans l'étang de Berre. Les espèces adaptées à ces milieux, se montrent particulièrement résistantes aux polluants d'origine industrielle et domestique et se comportent en l'occurrence comme des opportunistes, y compris de second ordre, lesquelles ne se développent point.

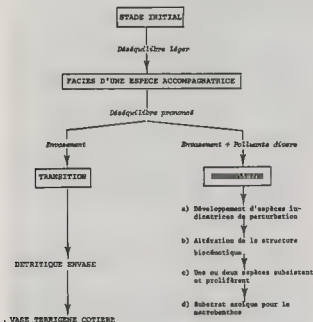


FIG. 2. — Évolution de la biocoenose des fonds détritiques côtiers (d'après SALEN-PICARD, 1983).

L'utilisation de ces indices structuraux, qui permet une analyse très fine des processus de dégradation ou de régénération d'un milieu, se heurte à un obstacle de taille. Elle exige la détermination et le comptage d'un nombre très important d'espèces (parfois plusieurs centaines pour un même prélèvement). Elle est non seulement longue et coûteuse, mais elle nécessite l'aide de nombreux systématiciens tous confirmés qu'il est le plus souvent impossible de réunir.

Pour pallier cette difficulté, ardue à surmonter, il a été envisagé d'utiliser d'autres indices biologiques centrés sur un nombre beaucoup plus restreint d'espèces appartenant à des groupes taxonomiques, écologiques, trophiques variés. Ces indices biologiques que l'on pourrait qualifier de spécifiques ont d'ailleurs été mis au point à la suite d'études biocoenotiques poussées, les mêmes que celles ayant abouti aux indices biologiques structuraux. Ces indices biologiques spécifiques sans avoir la finesse des précédents, sans qu'ils puissent prétendre à un degré d'analyse aussi poussé, n'en conservent pas moins la qualité essentielle : la fiabilité.

3.3. Indicateurs biologiques et Indices biologiques spécifiques

De nombreux Indices utilisant des Indicateurs biologiques

(espèces) ont été proposés. Je me contenterai d'en présenter un certain nombre, de démontrer le mécanisme de leur formation et préciser leur intérêt. Il s'agit là d'une approche moins théorique que pratique.

Les Indicateurs biologiques les plus connus dans le domaine marin sont ceux désignés comme « espèces indicatrices de pollution organique » (la teneur en carbone organique du sédiment est comprise entre 2 et 10 g pour 100 g). Il s'agit d'un ensemble d'espèces Polychètes *Capitella capitata*, *Scolecopsis fuliginosa*, *Nereis caudata*, *Cirriiformia tentaculata*, *Doryvillea rudolphii*, de distribution quasiment mondiale, encore que certaines espèces, *C. capitata* et *S. fuliginosa* pourraient être des espèces complexes aux populations diversifiées. Ces espèces, qui en fait, ne sont pas strictement restreintes aux aires polluées, sont souvent réunies simplement parce qu'elles ont des exigences écologiques voisines, parce qu'elles sont susceptibles d'utiliser un espace abandonné par les autres espèces. Leur réunion n'a aucun caractère obligatoire. Leurs populations répondent, indépendamment, aux conditions de milieu favorables à l'un ou l'autre, sans qu'il y ait entre elles de lien communautaire, biocénétique, comme l'a soutenu BELLAN en 1967 et semble l'admettre GLEMAREC et HILY en 1981. Ces espèces peuvent très rapidement constituer plus de 90 % des individus présents dans un Assemblage donné. Je rappellerai que, dans des milieux déjà fortement perturbés (milieux euryhalins et eurythermes par exemple), ces espèces sont mal ou non représentées. De même, il faut souligner qu'un cortège faunistique (et apparemment floristique) équivalent n'a pas été mis en évidence sur les substrats solides.

Un deuxième indice de matière organique a été proposé par quelques chercheurs méditerranéens. Il regroupe un certain nombre d'espèces qui prolifèrent dans des sédiments dont la teneur en carbone organique est de 1 à 2 g pour 100 g. Ces espèces, *Thyasira flexuosa*, *Myrtea spinifera*, *Corbula gibba*, *Chactozona cf. setosa* sont particulièrement abondantes dans la zone « subnormale » (BELLAN 1967 a et b). Elles sont communes, éventuellement, dans des peuplements non soumis à une pollution organique et elles peuvent être, indépendamment l'une de l'autre, indicatrices de facteurs du milieu différents (envasement, instabilité de la couche sédimentaire, etc...) qu'il faudra soigneusement discriminer afin d'aboutir à une interprétation correcte de la signification exacte de leur présence, groupée ou non, et de leur dominance.

Des indices biologiques basés sur des taxons considérés isolément sont fréquemment proposés. On peut les utiliser directement. Ainsi, BELLAN *et al.* (1981) ont mis en évidence au large de Cortiou une nette corrélation entre la pollution des sédiments et la dominance de deux familles de Polychètes Cirratulidae et Paraonidae. L'interprétation présente toutefois des difficultés, liées à la connaissance systématique actuelle de ces familles. Dans un cas (Cirratulidae), il est presque impossible d'attribuer un statut spécifique exact à la quasi totalité des représentants des diverses espèces présentes. Inversement, pour les Paraonidae, si depuis les travaux de LAUBIER *et al.* (1974), la systématique est pratiquement débrouillée, sa complexité réserve à quelques spécialistes la solution des problèmes de détermination et a fortiori l'utilisation fine de cet indice.

Des Indices basés sur les rapports entre différents groupes taxonomiques ont été proposés. Le plus célèbre est celui qui tend à établir un rapport entre le gradient de pollution et le rapport Nématodes/Copépodes (RAFAELI et MASON, 1981). C'est aussi une des plus controversées, bien qu'il apparaisse à première vue séduisant, comme AMJAD et GRAY (1983) se sont efforcés de le démontrer. GLEMAREC (communication personnelle) a suggéré que son défaut le plus grave venait peut-être de ce que les deux groupes ont des exigences fort dissimilaires au point de vue de la granulomé-

trie du sédiment qu'ils peuplent. Il faudrait préalablement calibrer ce rapport en fonction de la granulométrie, avant d'en chercher une application aux aires polluées. En fait, l'idée de base est peut-être tout simplement trop manichéenne, trop simplificatrice.

Un algologue, BELSHER (1979), a proposé des Indices biologiques (en l'occurrence, indice de pollution urbaine) basés sur le rapport de la «tension», expression complexe de Dominance qualitative et quantitative d'un ensemble d'espèces, des Bangiophycées à la somme des tensions (I) des Phacophycées, des Cryptonemiales et des Cérariales. On aborde là, les indices biologiques complexes dont je vais m'efforcer de démontrer le mécanisme pouvant aboutir à leur mise au point.

BELLAN (1980) a mis au point un Indice de pollution basé sur des Polychètes vivant sur des substrats rocheux superficiels en Méditerranée. Cet Indice est basé sur le rapport de la somme des dominances (dominance globale) d'un certain nombre d'espèces «sentinelles de pollution» à la somme des dominances d'espèces «indicatrices d'eau pure».

$$IP \text{ POLYCHÈTES} = \frac{\sum \text{dominances espèces «sentinelles de pollution»}}{\sum \text{dominances espèces «indicatrices d'eau pure»}}$$

Cet indice apparaît supérieur à 1 dans les milieux pollués. Cet «Indice de pollution» a été mis au point en utilisant des données acquises entre 1961 et 1966, par l'étude du peuplement annélide de divers faciès superficiels de la Biocoenose des Algues photophiles (BELLAN-SANTINI, 1969). Les «sentinelles de la pollution» retenues sont *Platynereis dumerili*, *Theostoma oerstedii*, *Cirratulus cirratus*, *Dodecaceria concharum* (s'y ajoutent, éventuellement, *Capitella capitata*, *Cirriformia tentaculata* et *Dorvillea rudolphii*, dans des aires d'hyperméditerranéisme). Les espèces «indicatrices d'eau pure» retenues sont les *Syllis* (sensu stricto), les *Typosyllis* et *Amphiglena mediterranea*. La plupart de ces espèces sont présentes

dans les différents faciès, quel que soit le mode ou le niveau de pollution, mais leurs dominances respectives ont permis de les considérer soit comme des «Sentinelles de pollution», soit comme des indicatrices d'un certain gradient de pureté de l'eau. Des espèces telles *T. oerstedii* présentes dans des modes calmes (*C. crinita*, *P. pavonina*) sont bien représentées dans les secteurs pollués soumis à un hydrodynamisme plus élevé (Moulière en eau polluée et Corallines en eau polluée) (Tabl. 1). Dans un environnement soumis à un gradient croissant de pollution mais où l'hydrodynamisme correspond à celui régnant au niveau des peuplements à *Cystoseira stricta* et à *Mytilus galloprovincialis* l'un et l'autre en eaux pures, on observe une évolution très caractéristique de la dominance de ces espèces (Tabl. 2), selon qu'elles sont «sentinelles de pollution» ou «indicatrices d'eau pure». Cette évolution se transcrit parfaitement par le biais de «l'Indice de pollution». De surcroît, on constatera que *T. oerstedii* est à nouveau toujours présente et souvent abondante en fonction du degré de pollution, bien que l'hydrodynamisme, toujours élevé, soit un obstacle à son développement. *T. oerstedii* est l'espèce largement dominante (54 % des individus) dans la station C6, dont l'hydrodynamisme est modéré (équivalent à celui des *Cystoseira crinita*) mais où le niveau de pollution est intermédiaire entre ceux des stations C5 et C7. Un autre type d'Indice biologique a été proposé. Il est basé sur les catégories trophiques, lesquelles seraient plus ou moins directement liées à des facteurs du milieu. BELLAN-SANTINI (1981) a proposé un Indice de pollution construit selon le même principe que celui de BELLAN (1980). Cet Indice, qui s'est avéré avoir une signification trophique, est basé sur le rapport de deux taxons d'Amphipodes, les genres *Hyale* et *Jassa*, respectivement brouteurs et «mangeurs de particules en suspension». Cet Indice est bien corrélé avec le niveau de pollution organique. Le problème devient beaucoup plus complexe lorsqu'on veut utiliser, concurrentement, des catégories trophiques trop diversifiées. On a ainsi voulu utiliser les catégories de régime alimentaire chez les Polychètes telles que proposées par FAUCHALD et JUMARS (1979), pour définir des niveaux de pollution. Le caractère général des catégories en question, le fait que dans des sédiments d'un type granulométrique

TABLEAU 1

Dominance de quelques espèces indicatrices dans la Biocoenose des Algues photophiles

Faciès	EAU PURE					EAU POLLUÉE		
	C.s	M. e. pur.	C. e. pur	C. c	P. p	M. e. pol.	C. e. pol.	UI
<i>Platynereis dumerili</i>	22.09	16.71	11.65	26.26	14.33	36.96	49.89	77.87
<i>Theostoma oerstedii</i>			0.33	0.75	20.93	10.10	5.53	
<i>Cirratulus cirratus</i>						0.07		
<i>Dodecaceria concharum</i>	0.58	0.09		0.04	0.16		1.49	
<i>Syllis gracilis</i>	0.92	18.02	0.57				0.28	0.11
<i>Typosyllis prolifera</i>	15.70	21.08	21.33	33.57	39.13	26.60	13.04	3.25
<i>Typosyllis</i> spp.	20.14	10.23	5.97	2.11	4.83	0.51	1.13	
<i>Amphiglena mediterranea</i>	6.59	2.97	12.47	7.70	4.83	0.13	3.61	0.53
Indice de Pollution	0.51	0.30	0.32	0.62	0.72	1.15	3.07	20.12

C.s : *Cystoseira stricta* — M. e. pur : Moulière en eau pure — C. e. pur : Corallines en eau pure — C. c : *Cystoseira crinita* — P. p : *Padina pavonina* — M. e. pol : Moulière en eau polluée — C. e. pol : Corallines en eau polluée — UI : *Ulva* spp.

1 «La tension est le rapport, pour un ensemble d'espèces considérées, de sa Dominance quantitative sur sa Dominance qualitative» (BELSHER, 1979). La tension traduit l'adaptation ou l'adaptation de cet ensemble d'espèces au biotope.

donné, ce soient les mêmes groupes trophiques qui dominent, rendent difficile, voire aléatoire, une telle utilisation. Elle exige, à tout le moins, une parfaite connaissance du régime alimentaire des espèces considérées.

On pourrait multiplier les exemples d'Incides. Une voie

mérite d'être explorée : celle prenant en compte les effets morphologiques, anatomiques, métaboliques et biochimiques sur les individus et les populations, d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, en fonction des caractéristiques de l'environnement.

TABLEAU 2
Dominance de quelques espèces indicatrices de la Bioconose
des Algues photophiles en fonction de l'Hydrodynamisme
et du gradient de pollution (secteur de Cortiou)

Gradient de pollution	HYDRO-ÉLEVÉ						HYDRO. MODÉRÉ entre C5 et C7
	C3	C4	C2	C1	C5	C7	C6
			croissant				
<i>Platynereis dumerili</i>	13.29	28.22	57.30	51.84	34.05	63.97	21.70
<i>Theostoma oerstedii</i>	1.23	1.50	0.20	6.12	27.41	11.34	54.1
<i>Cirratulus cirratus</i>	0.13		1.87	0.04	1.79		0.17
<i>Dodecaceria conchurum</i>	3.82	1.23	3.71	0.62	3.36	1.17	0.86
<i>Syllis gracilis</i>	33.68	22.96	2.27	1.24	1.58	1.45	0.60
<i>Typosyllis prolifera</i>	24.89	13.79	21.57	24.73	22.66	5.67	13.57
<i>Typosyllis</i> spp.	1.15	1.56	1.84	1.11	0.32	0.14	0.36
<i>Amphiglena mediterranea</i>	13.23	16.69	5.58	2.98	0.05	0.47	0.19
Indice de pollution	0.20	0.50	1.90	1.93	2.49	9.75	5.17

CONCLUSIONS

Cette communication n'est ni un rappel historique, ni un développement théorique sur la notion d'Indicateur et d'Indice biologiques en milieu marin. Elle se veut un exposé sur les difficultés méthodologiques rencontrées, sur les écueils à éviter et sur les procédés de mise au point. En utilisant les potentialités offertes par leur connaissance du milieu et des organismes qui y vivent, les Auteurs se sont fixés deux objectifs. Le premier vise à la meilleure compréhension de la structure et de la dynamique des systèmes vivants. Le second, découlant des acquis du précédent, conduit à protéger la qualité de l'Environnement de l'Homme et à faire participer ce souci à ceux qui n'en sont point des connaisseurs «par nature». L'utilisation des Indicateurs et des Indices biologiques permet de promouvoir des moyens effectifs pour répandre le concept de qualité biologique de l'Environnement comme le soulignait GHETTI (1980). Le fait que les biologistes marins de ce pays aient à leur disposition une solide connaissance de base du milieu devrait leur permettre, phénomène sans précédent, d'influencer les décisions politiques et sociales dans l'Administration et la Conservation des ressources naturelles.

BIBLIOGRAPHIE

- AMJAD S. and GRAY J.S., 1983. — The use of Nematode-Copepod Ratio as an Index of Organic Pollution. *Mar. Poll. Bull.*, 14 : 178-180.
- BELLAN G., 1967 a. — Pollution et peuplements benthiques sur substrats meubles dans la région de Marseille. Première partie. Le secteur de Cortiou. *Rev. intern. Océanogr. méd.*, 6-7 : 53-87.
- BELLAN G., 1967 b. — Pollution et peuplements benthiques sur substrats meubles dans la région de Marseille. Deuxième partie. L'ensemble portuaire marseillais. *Rev. intern. Océanogr. méd.* 8 : 51-95.
- BELLAN G., 1980. — Annélides Polychètes des substrats solides de trois milieux pollués sur les côtes de Provence. (France) : Cortiou, Golfe de Fos, Vieux Port de Marseille. *Téthys* 9 (3) : 260-278.
- BELLAN G., JORAJURIA-OLIVARIA A., PICARD J., 1981. — Le peuplement des substrats meubles dans le cotoir d'écoulement des eaux usées de la Ville de Marseille. *Vimes Journées Étud. Pollutions*, Cagliari, 1980, C.I.E.S.M., Monaco : 649-656.
- BELLAN-SANTINI D., 1969. — Contribution à l'étude des peuplements infralittoraux sur substrat rocheux (Étude qualitative et quantitative de la frange supérieure). *Rec. Trav. St. mar. Endoume*, 63 (Bull. 47) : 5-294.
- BELLAN-SANTINI D., 1981. — Influence des pollutions sur le peuplement des Amphipodes dans la Bioconose des Algues photophiles. *Téthys* 10 (2) : 185-194.
- BELSHER T., 1979. — Essai de définition d'un Indice de Pollution. *Rapp. Comm. intern. Expl. sc. Méditerranée*, Monaco, 25/26 (4) : 187-190.
- BLANC F. et LEVEAU M., 1973. — Plancton et eutrophie : Aire d'épandage rhodanienne et Golfe de Fos (traitement mathématique des données) *Thèse Doctorat Sciences, Université d'Aix-Marseille II*, 681 pp.
- BOUDOURESQUE C.F., 1971. — Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Téthys* 3 (1) : 79-104.
- CABIOCH L., 1968. — Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche occidentale. *Cahiers Biol. mar.*, 9 (5 suppl.) : 490-720.
- FAUCHALD C. and JUMARS P.A., 1979. — The Diet of Worms. A Study of Polychaetes Feeding Guilds. *Océanogr. Biol. Ann. Rev.*, 17 : 193-284.
- GHETTI F.F., 1980. — Biological Indicators of the quality of running Waters. *Bull. Zool.*, 47 : 381-390.
- GLEMAREC M., 1969. — Les peuplements benthiques du plateau continental nord-Gascogne. *Thèse Doc. Sciences, Université de Paris*, Faculté des Sciences de Brest Imp., 167 pp. + annexe 20 cartes.
- GLEMAREC M. et HILY C., 1981. — Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la base de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecol., Oecol. appl.*, 2 (2) : 139-150.

- HARMELIN J.G., 1981. — Action différentielle des polluants industriels et domestiques sur des populations d'Echinodermes des substrats durs en Provence. *Vèmes Journées Étud. Pollutions*, Cagliari, 1980, C.I.E.S.M., Monaco, pp. 671-678.
- LAUBIER L. et RAMOS J., 1974. — Paraonidae (Polychètes sédentaires) de Méditerranée. *Bull. Mus. nat. Hist. nat. Paris*, 3ème série, 168, n° juillet-août 1973, Zool. 113 : 1097-1148.
- PATRITI G., 1976. — Structure et fonctionnement de la partie planctonique dans l'écosystème des zones fermées et semi-fermées des ports de Marseille. *Thèse Doctorat d'État, Université d'Aix-Marseille II*, 202 p.
- PEARSON T.H. and ROSENBERG R., 1978. — Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine Environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16 : 229-311.
- PERES J.M., 1982. — Chapter 3. General Features of Organism Assemblages in Pelagial and Benthic. : 47-66. in : *Marine Biology. Volume 5. Ocean Management. Part 1.* 642 p. O. KINNE Ed. J. Wiley and Sons Pub., Chichester, England
- PICARD J., 1965. — Recherches qualitatives sur les Biocoenoses marines de substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Rec. Trav. St. mar. Endoume*, 52 (Bull. 36) : 3-160.
- RAFFAELI D.G. and MASON C.F., 1981. — Pollution monitoring with Meiofauna : Using the Ratio of Nematods-Copepods. *Mar. Poll. Bull.*, 12 (5) : 158-163.
- REISH D.J., 1959. — An ecological Study of Pollution in Los Angeles - Long Beach Harbors, California. *Allan Hancock Found Publ.*, occ. papers, n°22, 117 p.
- SALEN-PICARD C., 1983. — Schémas d'évolution d'une Biocoenose macrobenthique de substrat meuble. *C.R. Acad. Sciences, Paris*, Série III, 296 : 587-590.
- STORA G., 1982. — Recherches de biologie descriptive et expérimentale (*in vivo* et *in vitro*) dans quelques biotopes littoraux soumis à des variations naturelles ou artificielles des conditions de milieu (notamment dans l'Étang de Berre et le Golfe de Fos). *Thèse Doctorat Sciences, Université d'Aix-Marseille II*, 200 p. + annexes.

DÉTECTION DE LA POLLUTION DES EAUX EN MILIEU AGRICOLE

par F. RAMADE, R. COSSON, M. ÉCHAUBARD, S. LE BRAS
J.C. MORETEAU et E. THYBAUD

Laboratoire de Zoologie et d'Écologie
Bât. 442, Université de Paris-Sud — 91405 ORSAY

MOTS-CLÉS : Agriculture, Pollution des eaux, Écotoxicologie, Biotoques lotiques et lentiques, Sédiments, Métaux lourds, Pesticides, Résidus, Indicateurs biologiques, Indices de pollution, Échelle de pollusensibilité, Macro-invertébrés benthiques

KEY-WORDS : Agriculture, Water pollution, Ecotoxicology, Lotic and lentic biotopes, Sediments, Heavy metals, Pesticides, Micropollutants, Residues, Biological indicators, Pollution index, Scale of pollutolerance, Benthic macroinvertebrates

RÉSUMÉ

La détection de la pollution des eaux en milieu agricole est une question particulièrement importante en matière de protection des ressources hydriques par suite des multiples altérageurs : matières organiques, engrais chimiques, pesticides rejetés, dans les écosystèmes limniques par l'Agriculture moderne.

Les méthodes d'analyse chimique constituent certes un outil essentiel dans la détection de ces agents polluants grâce à la sensibilité extraordinaire de certaines techniques de spectrométrie ou de chromatographie. Toutefois, ces méthodes ne peuvent résoudre tous les problèmes de détection en particulier dans le cas de pollutions épisodiques par des substances très toxiques mais instables, dont l'impact écotoxicologique peut être catastrophique, qui ont toute chance d'échapper à des contrôles de routine trop espacés. En conséquence, les limnologues ont développé plusieurs méthodes bioécologiques de détection de la pollution des eaux : mise en évidence de bioindicateurs, évaluation d'indices biotiques ou d'indices de diversité, enfin, usage de méthode « bioconotiques » fondées sur une évaluation « synthétique » de la structure des communautés perturbées par l'étude soit de leur distribution d'abondance soit surtout par le calcul d'un indice factoriel de pollution.

Dans ce mémoire est aussi décrit le résultat de nos investigations ayant conduit à la mise en évidence de familles d'Insectes aquatiques bioindicateurs de pollution des eaux dans les zones d'agriculture intensive ainsi qu'une classification des principales familles d'invertébrés limniques établie en fonction de leur degré de pollusensibilité aux produits chimiques utilisés en agriculture.

L'espace rural est de nos jours exposé à de multiples causes de pollution. L'évolution vers l'intensification et l'industrialisation de l'Agriculture qui s'est produite au cours des dernières décennies fait que les activités liées à la culture, à l'élevage et à la transformation des productions végétales et animales sont la source d'une contamination croissante de l'environnement en zone rurale. Les divers agents polluants libérés de la sorte : matières biochimiques fermentescibles, composés, minéraux, substances organiques de synthèse, constituent une menace permanente ainsi qu'une cause de pollution épisodique et (ou) chronique pour les eaux continentales.

SUMMARY

The detection of water pollution in agricultural area : analytical and ecological methods

The detection of water pollution by agricultural activities is a topic of growing concern as a result of the increasing use of chemicals in agriculture.

Analytical chemistry methods are of course invaluable for they afford us outstanding sensitivity for trace detection. Unfortunately, they are barely reliable in detecting intermittent source of pollution which may be missed by periodic chemical sampling especially by some exceedingly noxious but labile compounds. Accordingly, limnologists have deeply felt the need to develop biological methods for appraising the levels of pollution in freshwater ecosystems.

In this paper are successively described in this scope the use of bioindicators, of biotic and diversity index and of more synthetical methods, total « Bioconotics », relying on the analysis of community structure (rank-frequency correlation and calculation of a factorial index of pollution). Moreover, in this paper are presented the main results of our own investigations on bioindicators families of aquatic insects for water bodies polluted by agrochemicals and a classification according to their degree of susceptibility to these pollutants of the major families of benthic macroinvertebrates.

1 — PRINCIPAUX TYPES DE POLLUANTS DES EAUX DU MILIEU AGRICOLE

L'agriculture est la cause de pollution des eaux par un grand nombre d'agents contaminants que l'on peut répartir en trois groupes : *matières organiques fermentescibles, fertilisants et pesticides.*

1. Les *matières biochimiques (= organiques) fermentescibles*, sont essentiellement produites par l'élevage et les activités agro-alimentaires souvent artisanales situées en aval qui

traitent les productions animales (laiteries, fromageries par exemple). Cette pollution, dont l'impact écologique peut être catastrophique pour les milieux limniques, s'accompagne aussi d'une contamination microbiologique des eaux superficielles, voire souterraines. Il importe d'ailleurs de souligner la faible efficacité de la plupart des stations d'épuration installées en milieu rural — quand elles existent — en ce qui concerne la qualité microbiologique des eaux, d'où des problèmes de contamination des réseaux d'adduction (LEFEUVRE, LE DUC, SERVAN, 1981 ; 1982). En outre, le potentiel de pollution par des matières organiques fermentescibles de certaines activités agricoles est considérable. A l'heure actuelle existent par exemple en Bretagne des porcheries industrielles comportant plus de 10.000 têtes, soit une production quotidienne de matières organiques fermentescibles (m.o.f.) supérieure à 25.000 équivalents habitants ! Selon les conditions de stockage du lisier, non seulement les eaux de surface mais aussi des nappes phréatiques sont de la sorte polluées de façon permanente et parfois clandestine par des matières organiques et divers composés minéraux toxiques de l'Azote (sels d'ammonium et nitrites en particulier).

2. **Engrais chimiques.** Parmi les divers fertilisants utilisés, les nitrates de synthèse et les superphosphates interviennent de façon déterminante dans la pollution des milieux dulçaquicoles. Ces dernières substances, particulièrement hydrosolubles, doivent donc être considérées de nos jours comme des contaminants majeurs des eaux continentales. En France, les eaux superficielles et les nappes phréatiques renferment des concentrations en Nitrate bien supérieures aux taux naturels (HENIN, 1980). La plupart des eaux de puits du Bassin parisien excèdent depuis de nombreuses années la dose maximale en sels azotés considérées comme tolérables dans les eaux de boisson par l'OMS (9 ppm d'Azote nitrique). Par ailleurs, la surfertilisation en superphosphates se traduit par un apport excessif de phosphore aux écosystèmes aquatiques — en particulier en milieu lentique — où le renouvellement lent des eaux favorise la concentration des apports en phosphates — et aussi aux eaux marines littorales qui baignent des côtes où se pratique une agriculture intensive. Il en résulte une dystrophisation catastrophique des écosystèmes lentiens — lacs de vaste étendue, lagunes peu profondes — et même dans certains cas de baies fermées ou de zones d'estuaire.

Mais il existe une autre cause de pollution des eaux, méconnue quoique tout aussi préoccupante à long terme, liée à l'usage abusif des fertilisants en agriculture. Comme la plupart des engrais chimiques ne sont pas techniquement purs, ils renferment des traces de divers métalloïdes et métaux lourds toxiques. Ainsi, les superphosphates utilisés aux États-Unis renferment en moyenne 3,2 ppm d'Arsenic, 2,35 ppm de Sélénium, 100 ppm de Vanadium, 110 ppm de Cadmium, 154 ppm de Chrome etc... (in RAMADE, 1982).

Il est assez évident que selon les conditions physico-chimiques locales, ces éléments toxiques sont partiellement solubilisés et entraînés dans les nappes par infiltration. De la même façon, le ruissellement les amène dans les eaux superficielles car les fortes pluies, par l'érosion qu'elles engendrent, entraînent de surcroît des quantités considérables de ces éléments avec les particules de sol auxquelles ils sont fixés, qui finiront par se sédimenter dans les divers biotopes aquatiques.

3. **Pollution par les pesticides.** Les produits dits phytosanitaires, désignés de façon générale de nos jours sous le terme de pesticides, sont très largement employés en agriculture. On estime que quelques 20 millions d'hectares du territoire national sont chaque année exposés à plusieurs traitements antiparasitaires (au minimum deux mais parfois une vingtaine comme en arboriculture par exemple). L'impact de ces divers pesticides sur les écosystèmes aquatiques est très variable mais parfois redoutable.

Les quelques 300 substances antiparasitaires homologuées

en Agriculture dans notre pays (DUBOIS, 1982) se répartissent en trois groupes majeurs : insecticides, fongicides, herbicides. En règle générale leur activité écotoxicologique décroît des insecticides aux herbicides, les fongicides occupant une position intermédiaire, leur potentiel de pollution des eaux dépendant de leur nature chimique mais aussi de l'intensité de leur usage.

Certains insecticides présentent une toxicité considérable pour les organismes dulçaquicoles. Des cyclodiènes chlorés comme l'endrine heureusement interdit d'usage en France, ou les récents pyréthroides de synthèse (deltaméthrine, cyperméthrine par exemple) présentent une CL 50 après 48 h pour les téleostéens d'eau douce qui est de l'ordre de la partie par milliard (ppb) ! En outre, diverses molécules insecticides possèdent une persistance importante, parfois supérieure à la décennie, dans le milieu naturel. Le cas extrême est celui des composés du groupe du DDT, des cyclodiènes chlorés, ou encore des substances telles le Kepone ou le Mirex dont le temps de demi-vie dans les écosystèmes aquatiques est estimé excéder 20 ans !

Sans atteindre une pareille stabilité, la nouvelle classe des pyréthroides, dont la durée de demi-vie dans les eaux oligocalciques pourrait excéder le mois (cyperméthrine par exemple) est susceptible de soulever des problèmes écotoxicologiques dans les biotopes limniques que l'on ignorait avec les esters-phosphoriques dont l'instabilité dans l'eau ($T_{1/2} = 48$ h pour le Fenitrothion) compensait la toxicité parfois élevée pour les Invertébrés benthiques.

Les fongicides, plus inoffensifs en règle générale, peuvent dans certains cas présenter un danger de contamination important pour les milieux aquatiques : par exemple, usage des composés organo-mercurels dans l'enrobage des semences, lequel est toujours autorisé dans notre pays.

En revanche, les herbicides par leur nature même (phyto-toxicité) sont conçus pour être très peu persistants et ne constituent pas une menace préoccupante dans la plupart des cas pour les milieux aquatiques. Cependant certains d'entre eux (dérivés de l'acide phénoxyacétique, certaines azines) peuvent se rencontrer à des concentrations non négligeables dans les eaux continentales en période de traitement, et présentent une toxicité non négligeable pour divers organismes limniques (d'après ERNE, in RAMADE, 1979).

Les modalités de contamination des eaux continentales par les pesticides sont liées au type de traitement réalisé. Dans certains cas, la contamination des eaux de surface est directe et intentionnelle : traitements insecticides à usage d'herbicides contre des plantes aquatiques jugées envahissantes.

En règle générale, la pollution des eaux en milieu agricole provient de deux causes principales :

— la dérive de brouillards de traitements, qu'ils soient effectués par des engins volants ou par des installations au sol (pulvérisateurs, poudreuses),

— le lessivage et l'érosion des sols qui entraînent dans les eaux courantes ou les biotopes lentiens les pesticides utilisés dans les terres de culture environnantes.

II — LA DÉTECTION CHIMIQUE DES POLLUANTS DES EAUX

La première démarche à laquelle l'on a recours pour détecter une pollution des eaux, dans l'espace rural comme ailleurs, consiste à faire une recherche analytique des contaminants. Bien que cette dernière ne constitue pas le thème de notre mise au point, nous évoquerons tout de même rapidement quelques unes des méthodes aujourd'hui de routine qui ont permis d'incriminer tel ou tel facteur de pollution.

Nous ne nous étendrons pas sur les pollutions microbiologiques ou par des matières organiques fermentescibles lesquelles peuvent s'évaluer très rapidement par des tests standardisés (Coliformes, DBO₅) (1).

1 — ÉLÉMENTS MINÉRAUX NUTRITIFS

En ce qui concerne la pollution des eaux par ces sels minéraux (essentiellement en provenance des engrais chimiques) : chlorure, sulfates, phosphates etc... ici encore, les procédures analytiques sont devenues d'usage courant et ne soulèvent pas de difficulté majeure.

Une exception doit être cependant relevée dans le cas des dérivés azotés en particulier des nitrates. Au cours de la dernière décennie, une polémique a eu lieu entre les écologistes spécialistes de l'hydrobiologie d'une part et les fabricants d'engrais ainsi que certains agronomes de l'autre. Ceux-ci prétendaient que les concentrations parfois importantes de Nitrates, rencontrées dans les cours d'eau et les nappes phréatiques provenaient non pas de la surfertilisation azotée mais de variations naturelles liées aux fluctuations affectant les transformations biogéochimiques de l'Azote dans les sols pendant le cycle annuel.

Le recours à des méthodes isotopiques a permis de démontrer l'importance de la pollution des eaux par les Nitrates utilisés comme fertilisants. Ces méthodes sont fondées sur le fait que l'Azote lourd (¹⁵N) ne se rencontre pas dans la même proportion par rapport à l'Azote normal (¹⁴N) dans les Nitrates élaborés par les microorganismes nitrifiants et dans l'Azote atmosphérique, ce dernier étant plus pauvre en ¹⁵N. Comme les Nitrates constituant les engrais chimiques sont synthétisés industriellement à partir de l'Azote de l'air, la mesure par spectrographie de la proportion relative en Azote lourd d'un échantillon permettra de déterminer la quantité de Nitrate de synthèse qu'ils renferment par rapport à celle en Nitrates naturels. Cette valeur dépendra de la détermination du ¹⁵N lequel est donné par l'expression :

$$\delta^{15}\text{N} = \left(\frac{[\text{N}^{15}]/[\text{N}^{14}]_{\text{échantillon}}}{[\text{N}^{15}]/[\text{N}^{14}]_{\text{atmosphère}}} - 1 \right) 10^3$$

L'application de ces techniques isotopiques a permis à MARIOTTI et coll. (1982) de montrer que dans les zones de céréaliculture du Bassin parisien, les eaux de surface sont fortement contaminées par les Nitrates provenant d'une surfertilisation azotée de terres de culture, en particulier au printemps, période des épandages de fertilisants dans les terres agricoles (fig. 1).

2 — MÉTAUX LOURDS

La détection de la présence de tels micropolluants dans les eaux, les sédiments et la biomasse, est beaucoup plus difficile que celle des substances précédentes car elle implique le recours à des équipements lourds, coûteux et de manipulation plus complexe.

L'usage de méthodes modernes de microanalyse a permis

de mettre en évidence la présence de divers métaux lourds dans des eaux superficielles situées en milieu agricole et exemptes de tout apport de ces polluants d'origine exogène par des effluents industriels (2).

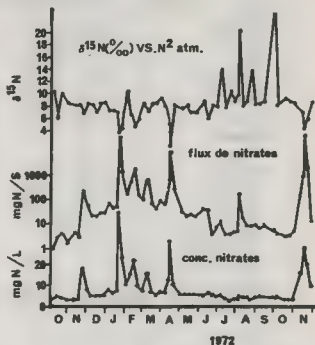


FIG 1 — Application de la méthode isotopique à la détection de la pollution des eaux par les Nitrates. On remarque un abaissement du ¹⁵N en période d'épandage des engrais nitrés (d'après MARIOTTI et coll. in MARIOTTI, 1982).

Des recherches effectuées par notre propre équipe montrent par exemple que des teneurs anormalement élevées en Cadmium, Mercure, et dans une moindre mesure Cuivre, peuvent être détectées dans des biotopes lentiens situés dans des zones de céréaliculture intensive du Bassin parisien et ne recevant comme tout apport d'eau que le ruissellement des surfaces cultivées environnantes (Tableau I).

Dans le cas présent doivent être incriminées les impuretés de certains engrais chimiques ainsi que l'usage de fongicides cupriques et organomercurels en agriculture intensive.

3 — PESTICIDES

La mise au point de techniques de détection extrêmement efficaces de résidus de pesticides de synthèse, essentiellement la chromatographie en phase gazeuse avec capture d'électrons, a permis au cours des deux dernières décennies de pouvoir détecter de façon précise des traces de ces contaminants dans les écosystèmes aquatiques à des concentrations à peine supérieures à la ppt (10⁻¹²)¹

1 On notera toutefois que la détection de la pollution vraie des eaux continentales est malaisée et nécessite aujourd'hui encore de façon urgente une recherche qui permettrait de disposer d'une technique fiable et facile à mettre en œuvre

2 Cependant, on ne peut exclure le transfert atmosphérique, qui, pour le Plomb, le Mercure ou le Cadmium d'origine industrielle, peut présenter une importance non négligeable.

TABLEAU I

Teneur comparée en métaux lourds des sédiments prélevés dans deux biotopes lenticques :
une mare située dans une zone d'agriculture intensive (Villiers-le-Bâcle)
et une mare de prairie (St.Robert) exempte de tout usage de pesticides ou d'engrais chimiques.
Les valeurs figurées correspondent aux moyennes des résultats analytiques concernant les prélèvements effectués au cours d'un cycle annuel

Éléments	Biotopes mare de prairie (St. Robert)		Mare de culture (Villiers-le-Bâcle)	
	Moyenne (1) (en ppm)	Écart-type	Moyenne (1) (en ppm)	Écart-type
Manganèse	269,8	± 70,5	169,0	± 112,7
Zinc	47,5	± 14,6	76,4	± 34
Cuivre	9,1	± 2,6	19,7	± 14,1
Cobalt	7,2	± 1,6	4,38	± 2,1
Nickel	17,0	± 6,0	14,9	± 4,7
Chrome	19,5	± 6,5	20,5	± 7,1
Plomb	15,9	± 4,2	33,7	± 18,9
Fer (‰)	17,3	± 3,9	15,8	± 6,1
Mercuré (ppb)	88,1	± 19,9	249,1	± 21,9
Cadmium (ppb)	47,6	± 2,0	282,7	± 4,7

(1) Exprimée en ppm sauf pour le Fer où les teneurs sont données en pour mille (ppm = partie par million) et le Mercure et le Cadmium où elles sont exprimées en ppb (ppb = partie par milliard)

La présence de résidus d'insecticides organochlorés dans les eaux continentales demeure particulièrement préoccupante par suite de l'impact écotoxicologique de ces substances. Le tableau II présente à titre d'exemple les résultats analytiques que nous avons obtenus dans notre laboratoire. Ils concernent la pièce d'eau située dans une zone de céréaliculture intensive ayant fait l'objet de recherche de métaux lourds. L'étude de ces résultats montre que les résidus de cyclodiènes chlorés (Dieldrine et Epoxyde d'Heptachlore) demeurent importants bien que ces substances soient interdites d'usage en agriculture depuis près de 10 ans.

Les analyses faites dans divers éléments représentatifs du réseau trophique mettent aussi en évidence une bioconcentration d'autres contaminants organohalogénés, les BPC, dans la pyramide écologique (Fig. 2). Fait intéressant et jusqu'alors méconnu, les Héteroptères *Corixidae* apparaissent comme des bioconcentrateurs efficaces de ces substances organochlorées et pourraient servir à ce point de vue de bioindicateur de contamination des milieux aquatiques considérés.

III — DÉTECTION DE LA POLLUTION DES EAUX PAR DES CRITÈRES BIOLOGIQUES

Quels que soient les mérites et la précision des méthodes d'analyse chimique qui permettent de détecter des polluants des eaux en milieu agricole, ces dernières, malgré leur aspect quantitatif parfois très rigoureux, présentent un ensemble de limitations et ne permettent pas toujours de ce fait de donner

une idée concrète de la signification des pollutions mises en évidence

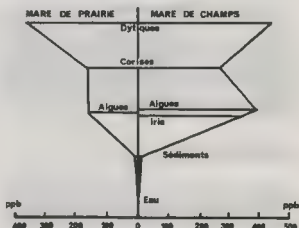


FIG. 2 — Schéma de la bioconcentration et de la bioamplification des biphényles polychlorés dans les réseaux trophiques de biotopes lenticques : une mare de prairie et une mare située en zone de céréaliculture intensive. Noter la plus forte contamination de cette dernière qui suggère un transfert autre que par voie atmosphérique.

TABLEAU II

Recherche analytique des résidus en insecticides organochlorés dans une mare
(Villiers-le-Bâcle) située dans une zone de céréaliculture intensive

Les résultats sont exprimés en ppb (γHCH = lindane, Hept. ep. = époxyde d'heptachlore)
n.d. = non dosable

VILLIERS LE BÂCLE

	Dates	α HCH	γHCH	Hept. ep.	Dieldrine
E	20.11.80	0,013	0,09	nd	nd
	19.12.80	0,01	0,05	nd	nd
	9.03.81	0,016	0,06	nd	nd
A	30.03.81	0,01	0,07	nd	nd
	6.05.81	0,005	0,07	nd	nd
	9.06.81	0,005	0,08	nd	nd
U	20.11.80				
	20.11.80	nd	6	nd	18
	19.12.80	nd	16	nd	22
D	9.03.81	0,3	5	1	30
	30.03.81	1	6	3	100
	6.05.81	0,8	5	nd	56
M	9.06.81	nd	1,6	nd	83
E	20.11.80				
	19.12.80				
	9.03.81	5	70	nd	2,5
T	30.03.81	1	20	nd	5
	6.05.81	1	13	0,2	2
	9.06.81	0,7	20	nd	nd
A					
X	20.11.80				
	19.12.80				
	9.03.81	12	75	27	nd
C	19.12.80	10	94	17	nd
	9.03.81	2	50	40	10
	30.03.81	3,8	20	35	nd
S	6.05.81		215	17	nd
	9.06.81				
E					
D	20.11.80				
	19.12.80				
	9.03.81	1	40	20	180
Y	30.03.81				
	6.05.81				
	9.06.81				
T					
I					
Q					
U					
E					
S					

Tout d'abord le fait de déceler des traces de contaminants n'apporte aucune information sur leur impact réel au plan écologique. En effet, il n'est pas sûr que l'on soit dans un domaine de concentration dans lequel le polluant exerce une activité biologique détectable. Seule une étude biocoenotique sera susceptible de préciser s'il existe réellement une action écotoxicologique.

Par ailleurs, si les méthodes analytiques sont capables de fournir des informations irremplaçables dans le cas de pollutions importantes et (ou) permanentes des milieux aquatiques, elles sont de peu d'utilité lorsqu'il s'agit de déceler des pollutions épisodiques voire accidentelles avec des composés dont la toxicité peut être considérable (1), mais qui se dégradent rapidement sans laisser de traces dosables.

A titre d'exemple, les nouveaux pyréthroïdes de synthèse, comme la deltaméthrine, présentent une CL 50 pour les Insectes et les Vertébrés aquatiques à sang froid de l'ordre de la ppb. Comme la plupart de ces substances ont un temps de demi-vie dans les eaux neutres ou calciques inférieur à la semaine, il y aura peu de chance de détecter une contamination épisodique par ces insecticides par voie analytique.

Enfin, les méthodes chimiques de détection d'une pollution des eaux indiquent l'usage d'équipements lourds, longs à mettre en oeuvre ce qui n'est pas toujours compatible avec les besoins hydrobiologistes, souvent immédiats, dans le diagnostic de l'existence d'une pollution.

Ces diverses considérations ont conduit les limnologues à rechercher des méthodes permettant de détecter la présence de polluants des eaux à partir de critères bioécologiques.

En se plaçant à des niveaux d'organisation de plus en plus complexes, nous distinguerons trois grands types méthodo-

1 En 1969 un lotteau de quelques dizaines de litres d'un insecticide (encore) tombes dans le Rhin en aval de Bingen a suffi à tuer la totalité des poissons de ce fleuve entre cette ville et son delta soit sur plus de 600 km !

logiques fournissant un descripteur de l'état molysmologique d'un biotope d'eaux continentales :

- la mise en évidence d'indicateurs biologiques de pollution des eaux : espèces ou groupes taxonomiques de rang supérieur ;

- le calcul d'indices mesurant l'influence de l'intensité de la pollution sur la structure des peuplements (indices biotiques, indices de diversité) ;

- l'usage de méthodes «biocoenotiques» destinées à corréler l'impact de la pollution et l'organisation des communautés soumises au stress écotoxicologique : comparaison de courbes de distribution d'abondance de milieux pollués ou non et surtout élaboration d'indices factoriels de pollution.

A — RECHERCHE D'INDICATEURS BIOLOGIQUES DE POLLUTION DES EAUX EN MILIEU AGRICOLE

La détection de la pollution des eaux par des bioindicateurs a conduit depuis longtemps à mettre en évidence une hiérarchie de polluosensibilité aux allergènes les plus fréquents : les matières organiques fermentescibles. Ainsi, KOELK WITZ et MARSON proposèrent dès 1908 une classification de la qualité des eaux par la méthode des «Saprobies» fondée sur la plus ou moins grande tolérance des organismes aquatiques à ces matières, laquelle a été en usage jusqu'à une date récente.

L'étude de la distribution des divers groupes macroinvertébrés limniques selon un gradient spatial de pollution décroissante dans un cours d'eau permet de mettre en évidence plusieurs catégories d'indicateurs «positifs» de pollution : *Tubificidae*, *Chironomidae* du groupe *Thumt*, Aselles. Les espèces polluosensibles, situées plus en aval constituant des indicateurs «négatifs» puisqu'inféodées aux eaux pures (HYNES, 1960). Parmi les indicateurs d'eaux propres - et bien que cela soit fort connu de nos jours - nous citerons parmi les Invertébrés benthiques les Éphéméroptères avec une gradation dans les espèces, les *Ecdyonuridae* étant plus sensibles que les *Baetidae*, les *Plecoptères*, certaines familles de Coléoptères hydrocanthares comme les *Elmthinidae* et dans une moindre mesure les Trichoptères.

Toutefois, malgré les nombreuses investigations destinées à mettre en évidence des indicateurs biologiques de pollution des eaux, on constate que ces recherches n'ont concerné que certains aspects de l'écotoxicologie limnique. En effet, les travaux effectués ont porté de façon quasi exclusive sur la pollution par des matières organiques fermentescibles de biotopes lotiques. À l'opposé, les investigations sur les milieux lenticques sont beaucoup moins nombreuses et plus fragmentaires, *a fortiori* lorsque l'on s'intéresse non plus à la pollution de ces biotopes par des m.o.f. mais par les produits chimiques utilisés en agriculture.

Nous avons donc été conduits à rechercher des éléments qui permettraient d'évaluer la «qualité biologique» de tels biotopes aquatiques : mares, étangs, lagunes et autres milieux limniques à renouvellement lent. Pour cela, nous avons tenté d'extrapoler les données que nous avons acquises dans nos propres recherches sur les conséquences biocoenotiques de la pollution des milieux lenticques par les pesticides et autres produits chimiques d'usage banal en céréaliculture intensive.

Nous avons recherché des bioindicateurs en nous plaçant au niveau de la famille et en comparant des données quantitatives que nous avons recueillies dans des mares et de petits étangs situés en plein zone de grandes cultures du plateau du Hurepoix (Bassin parisien) avec celles correspondant à des biotopes lenticques comparables situés au contraire au milieu

de prairies naturelles exemptes d'une exposition à des produits chimiques d'usage agricole (pesticides et engrais).

Dans un cas comme dans l'autre, ces pièces d'eau étaient alimentées par les seuls apports provenant du ruissellement sur les terres environnantes mais ne recevaient aucun effluent d'origine domestique ou industrielle.

Nous avons effectué l'échantillonnage systématique du Benthos et du Pelagos au cours du cycle annuel dans ces biotopes. Cela nous a permis d'établir la composition taxonomique et la structure quantitative des zoocoenoses d'Invertébrés aquatiques qui leurs sont propres, que nous avons décrites dans une publication antérieure (RAMADE *et al.*, 1983).

L'étude de l'organisation des communautés lenticques précitées nous a paru susceptible de révéler — s'ils existent — les effets biocoenotiques à long terme induits par l'impregnation permanente des milieux contaminés par les faibles traces de pesticides entraînés par le lessivage et le ruissellement dans ces biotopes aquatiques.

L'analyse des sédiments, de l'eau et de la biomasse des mares de champs a montré en particulier qu'elles renferment des résidus de composés organochlorés, en particulier des dérivés de l'HCH et des cyclodienes chlorés (Dieldrine, Epoxycide d'Heptachlore) à des concentrations nettement supérieures à celles éventuellement présentes dans certains biotopes témoins (Tableau II).

L'étude de la composition taxonomique des communautés d'Invertébrés, en particulier des peuplements d'Insectes, nous a permis de mettre en évidence à côté d'une majorité de familles dont la fréquence moyenne est comparable dans les deux types de biotopes, un certain nombre de familles qui paraissent caractéristiques des milieux lenticques de prairie (aux eaux pures, de composition normale, c'est-à-dire peu ou pas polluées par les produits chimiques utilisés en agriculture).

Deux familles, celles des *Nepidae* et des *Cordulidae*, n'ont été rencontrées que dans les mares de prairie.

Les familles suivantes présentent une fréquence d'occurrence nettement plus élevée dans les mares de prairies que dans les mares de champ : il s'agit des *Baetidae*, *Caenidae* (Éphéméroptères), *Coenagruidae* (Odonates), *Notonectidae*, *Placididae*, *Corixidae* (Hétéroptères), *Hydrobiidae*, *Dytiscidae*, *Helophoridae* (Coléoptères), *Limnephilidae* (Trichoptères), *Ceratopogonidae* (Diptères).

Pour chacune de ces familles, nous avons calculé la fréquence moyenne d'observation, F_i , rapport du nombre de prélèvements où la famille est présente sur le nombre total de prélèvements que nous avons effectués au cours de notre échantillonnage.

Nous considérons que la probabilité de rencontre de chaque famille dans l'un ou l'autre des milieux lenticques étudiés (mares de champ ou mares de prairie) est valablement estimée par sa fréquence moyenne observée (F_i).

En calculant la loi binomiale pour 10 prélèvements et pour une fréquence moyenne correspondant à cette fréquence F_i , on peut déterminer la probabilité correspondant à la présence de la famille dans 1, 2, 3... 10 prélèvements sur 10. Le tableau III illustre à titre d'exemple l'application de cette méthode à la famille des *Corixidae* que l'on peut faire à partir de nos résultats expérimentaux pour lesquels nous avons observé une fréquence moyenne $F_i = 0,527$ dans les mares de champs et $F_i = 0,94$ dans les mares de prairies.

Ce tableau montre que trois cas sont à considérer :

1 — Si $x < 7$ la famille a une fréquence F_i inférieure ou égale à 0,7 (c'est-à-dire qu'elle est présente dans moins de 8 prélèvements sur 10) la probabilité pour qu'il s'agisse d'une

mare de prairie est inférieure à 0,05.

2 — Si $x \geq 9$ la famille a une fréquence F_i égale ou supérieure à 0,9 ; dans ce cas la probabilité pour qu'il s'agisse d'une mare de champ est inférieure à 0,05.

3 — Si $x = 8$ ($F_i = 0,8$) nous sommes dans un cas intermédiaire où l'on ne peut conclure significativement.

TABLEAU III

Probabilité d'obtenir pour 10 prélèvements 1, 2, 4 fois la présence de la famille des *Corixidae* dans l'échantillonnage total
 x = nombre de prélèvements où la famille est observée
 P_x = probabilité pour que la famille se rencontre dans x prélèvements sur 10.

x	P _x = Probabilités de F _i = 0,1 X	
	mares contaminées (champs)	mares (témoins) (prairie)
0	.001	0
1	.006	0
2	0.031	0
3	0.093	0
4	0.182	0
5	0.243	0.001
6	0.225	0.002
7	0.143	0.017
8	0.060	0.099
9	0.015	0.344
10	0.002	0.538

F_i = Fréquence observée de la famille i

$F_i = \frac{\text{nombre de prélèvements où i est présente}}{\text{nombre total de prélèvements dans l'échantillonnage}}$

F. corixidae — mares de champ 0,527
 mares de prairies $F_i = 0,940$

Le tableau IV représente les limites d'évaluation permises par ces familles prises comme indicateurs de qualité des eaux en milieu lentique, c'est-à-dire si la mare concernée appartient à un biotope non contaminé ou au contraire exposé aux produits chimiques utilisés en céréaliculture intensive.

Ces divers résultats préliminaires, qui devraient être approfondis par des investigations au niveau spécifique, suggèrent qu'un simple «sondage» effectué à partir de dix coups de trouveau devrait permettre, sur la seule réalisation de ce test de présence-absence, de pouvoir affirmer avec une bonne marge de certitude que l'on a ou non affaire à une eau polluée par l'usage des produits chimiques en agriculture (Fig. 3).

Établissement d'un classement des principales familles d'invertébrés lenticques, fondé sur leur plus ou moins grande pollusensibilité (ou toxiphobie).

Il nous a semblé utile d'affecter d'un indice de pollusensibilité les diverses familles d'invertébrés lenticques présentes dans les mares étudiées.

En effet, deux éléments sont à considérer : d'une part le pouvoir indicateur d'une famille, d'autre part sa pollusensibilité. L'intérêt pratique d'une famille en tant qu'indicatrice

de l'état d'une biocoenose résulte de la prise en considération de ces deux éléments.

TABLEAU IV

Limite des fréquences observées de telle ou telle famille indicatrices permettant d'affirmer que l'on est ou non en présence d'un milieu lentique contaminé par les produits chimiques utilisés en agriculture

ORDRE	FAMILLE	Limite de fréquence (F _i) correspondant à une valeur significative*	
		Milieu contaminé/normal	
Éphéméroptères	Baetidae	<0,8	—
	Caenidae	—	>0,2
Odonates	Caenagruidae	<0,3	>0,7
	Coruliidae	—	>0,1
Coléoptères	Hygrobiidae	—	>0,3
	Dytiscidae	<0,6	>0,9
	Helophoridae	—	>0,4
Hétéroptères	Nepidae	—	>0,1
	Notonectidae	<0,4	>0,7
	Corixidae	<0,7	>0,9
	Pleidae	<0,2	>0,5
Trichoptères	Limnephilidae	<0,1	>0,5
Diptères	Ceratopogonidae	<0,3	>0,7

* L'ensemble des relations probabilité-fréquence est représenté dans la figure 3.

Le pouvoir indicateur est inversement proportionnel au nombre de cas où l'incertitude quant à l'état de la mare ne peut être levée.

Si nous reprenons l'exemple des *Corixidae* sur 11 cas possibles (0, 1, 2, 3... 10 présences) on peut faire le rapport des cas où l'incertitude n'est pas levée au nombre de cas totaux et prendre le complément à 1.

Dans l'exemple précité, nous avons $I = 1 - (1/11) = 0,909$.

Cet indice I de pouvoir indicateur sera d'autant plus proche de 1 que la famille sera une bonne indicatrice.

Cependant, un autre élément important pour l'établissement de critères d'évaluation de ces indicateurs biologiques de pollution des eaux en milieu lentique tient en la connaissance du degré de pollusensibilité, en particulier aux pesticides, du groupe taxonomique considéré.

Dans ce but, nous avons établi un classement des familles d'invertébrés aquatiques en fonction de leur plus ou moins grande toxiphobie pour les pesticides et autres polluants analogues (Tableau V).

Ce tableau a été réalisé en faisant la synthèse de l'ensemble des données écotoxicologiques disponibles dans la bibliographie relative à la toxicité aiguë et à long terme de ces substances (MUIRHEAD-THOMSON 1971, 1973 ; HART et FULLER, 1974 ; KHAN, 1979), sur les groupes majeurs d'invertébrés aquatiques, ainsi qu'à partir de tests réalisés dans notre propre laboratoire.

L'indice de pollusensibilité a été fixé arbitrairement de 1 à 6 par ordre de toxiphobie croissante. Il convient de préciser

TABLEAU V
Échelle de polysensibilité (= toxiphobie) des familles
de la macrofaune lentique

FAMILLES D'INSECTES			TOUTES FAMILLES		
FAMILLES	SENSIB.	RÉG. ALIM.	FAMILLES	SENSIB.	RÉG. ALIM.
ÉPHÉMÉROPTÈRES			ANNÉLIDES — OLIGOCHÈTES		
<i>Baetidae</i>	4	Herbivore	<i>Tubificidae</i>	1	Detritivore
<i>Caenidae</i>	4	Prédateur	<i>Lumbricidae</i>	2	Detritivore
ODONATES			HIRUDINÉES		
<i>Libellidae</i>	4	Prédateur	<i>Glossophoridae</i>	2	Prédateur
<i>Coenagrionidae</i>	3	Prédateur	<i>Eprobactridae</i>	2	Prédateur
<i>Libellulidae</i>	3	Prédateur	MOLLUSQUES — GASTÉROPODES		
<i>Gomphidae</i>	3	Prédateur	<i>Planorbidae</i>	2	Herbivore
<i>Aeschnidae</i>	3	Prédateur	<i>Limnaeidae</i>	2	Herbivore
<i>Corduliidae</i>	3	Prédateur	<i>Ancylidae</i>	3	Herbivore
COLÉOPTÈRES			LAMMELLIBRANCHES		
<i>Hydrobiidae</i>	5	Prédateur	<i>Sphaeriidae</i>	2	Detritivore
<i>Dytiscidae</i>	5	Prédateur	CRUSTACÉS — ISOPODES		
<i>Halophilidae</i>	4	Herbivore	<i>Asellidae</i>	5	Detritivore
<i>Elmidae</i>	6	Microphage	ARACHNIDES — HYDRACARIENS		
<i>Hydraenidae</i>	6	Herbivore	<i>Hygrobatidae</i>	4	Herbivore
<i>Helophoridae</i>	5	Herbivore	<i>Limnochardidae</i>	4	Herbivore
<i>Hydrophilidae</i>	5	Herb. omni.	VERTÉBRÉS — AMPHIBIENS		
<i>Helodidae</i>	5	Herbivore	<i>Ranidae</i>	5	Herbivore
<i>Chrysomelidae</i>	5	Herbivore	<i>Trisonidae</i>	4	Herbivore
<i>Gyrinidae</i>	4	Prédateur	POISSONS		
MÉGALOPTÈRES			<i>Cyprinidae</i>	5	Herbivore
<i>Stalidae</i>	4	Prédateur			
HÉTÉROPTÈRES					
<i>Nepidae</i>	5	Prédateur			
<i>Notonectidae</i>	4	Prédateur			
<i>Corixidae</i>	3	Her. Omni.			
<i>Psephenidae</i>	4	Prédateur			
<i>Naucoridae</i>	2	Prédateur			
<i>Gerridae</i>	4	Prédateur			
TRICHOPTÈRES					
<i>Hydropsychidae</i>	3	Prédateur			
<i>Polycentropidae</i>	4	Prédateur			
<i>Limnephilidae</i>	3	Her. Omni.			
<i>Leptoceridae</i>	4	Herbivore			
<i>Phryganeidae</i>	4	Omnivore			
LEPIDOPTÈRES					
<i>Pieridae</i>	6	Herbivore			
DIPTÈRES					
<i>Tipulidae</i>	4	Detritiv.			
<i>Empididae</i>	3	Prédateur			
<i>Ceratopogonidae</i>	4	Omnivore			
<i>Psychodidae</i>	2	Detritiv.			
<i>Chaoboridae</i>	2	Prédateur			
<i>Chironomidae</i>	2	Omnivore			
<i>Siraomyiidae</i>	3	Herbivore			
<i>Syrphidae</i>	1	Microphage			
<i>Anthomyiidae</i>	4	Herbivore			
<i>Culicidae</i>	3	Microphage			
<i>Dixidae</i>	4	Microphage			
<i>Tabanidae</i>	2	Prédateur			

que ce classement représente un travail préliminaire et que la position relative des diverses familles peut être modifiée, sans pour autant être bouleversée, en fonction de nouvelles données expérimentales.

Proposition d'un indice d'utilité en tant qu'indicateur de tel ou tel groupe taxonomique

En définitive, l'intérêt d'une famille en tant qu'indicatrice de qualité des eaux lenticques devant tenir compte à la fois de sa probabilité de rencontre dans les biotopes étudiés et de sa pollusensibilité, il nous est apparu nécessaire de définir un indice d'utilité en tant qu'indicateur biologique I_u qui sera donné par le produit des deux indices précédents :

$$I_u = I (\text{Indicativité}) \times S (\text{pollusensibilité})$$

Le tableau VI présente les caractéristiques pour les 13 familles retenues comme indicateurs de qualité des eaux en milieu lentique.

Il apparaît à la lecture de ce tableau que les familles ayant le plus fort indice d'utilité en tant qu'indicateur biologique en

milieu lentique sont, dans l'ordre de classement par valeur décroissante de cet indice : les *Nepidae* ($I u = 4,55$), les *Dystiscidae* ($I u = 4,09$), les *Hygrobiidae* ($I u = 3,64$), les *Coenidae*, *Notonectidae*, et *Platidae* ($I u = 3,27$), les *Helophoridae* ($I u = 3,18$), les *Baetidae* et les *Ceratopogonidae* ($I u = 2,91$), les *Corixidae* et les *Corduliidae* ($I u = 2,73$), les *Limnephiliidae* ($I u = 2,18$) enfin les *Coenagruidae* ($I u = 1,91$).

On pourrait s'interroger sur les motifs qui nous ont conduits à ne pas retenir dans le tableau VI d'autres familles ayant un indice de toxiphobie élevé telles les *Elminthidae* ou les *Hydraenidae*. Ces espèces sont en effet d'excellents indicateurs potentiels de la qualité des eaux. La seule raison pour laquelle nous ne les avons pas prises en considération tient en leur rareté relative qui rend aléatoire leur probabilité de capture dans un petit nombre d'échantillons. Un des critères de choix des indicateurs biologiques consiste à notre avis en la relative abondance des taxons, ce qui donne la certitude qu'ils sont représentés dans un échantillon limité donc facile à réaliser.

Il apparaît que le classement hiérarchique des familles d'Insectes que nous avons obtenu correspond dans l'ensemble à une valeur sténocéuque décroissante des groupes sys-

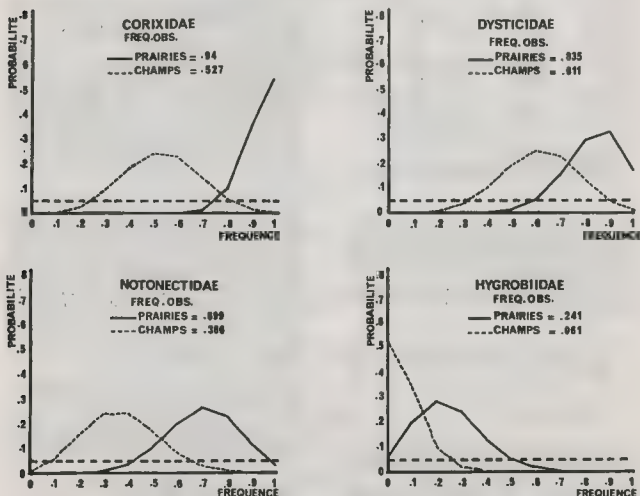


FIG. 3.— Comparaison pour 4 familles d'insectes bioindicatrices de pollution des eaux des probabilités d'occurrence exprimées en fonction de la fréquence observée dans les prélèvements. Ces derniers concernent des biotopes pollués ou non par les produits chimiques utilisés en agriculture.

tématiques considérés. Par ailleurs, sans être absolue, il existe une certaine similarité entre les valeurs indicatrices obtenues et celles qui caractérisent la sensibilité des familles considérées à la pollution organique (ÉCHAUBARD et NEVEU, 1974; HART et FULLER, 1974; TUFFERY, 1976).

TABLEAU VI

Caractéristiques des familles retenues comme indicatrices de la qualité des eaux en milieu lentique

FAMILLE	I (indicat.)	S (estimée)	Iu	Rang
Baetidae	0,727	4	2,91	8
Caenidae	0,818	4	3,27	4
Coenagruidae	0,636	3	1,91	13
Corduliidae	0,909	3	2,73	10
Hydrobiidae	0,727	5	3,64	3
Dytiscidae	0,818	5	3,18	7
Helophoridae	0,636	5	4,55	1
Notonectidae	0,818	4	3,27	4
Cerixidae	0,909	3	2,73	10
Platidae	0,818	4	3,27	4
Limnephilidae	0,727	3	2,18	12
Ceratopogonidae	0,727	4	2,91	8

I = Indice de pouvoir indicateur

S = Indice de toxiphobie de la famille

Iu = Indice d'utilité de la famille comme indicateur biologique

Il paraît donc prématuré d'affirmer que l'indice d'utilité mis en évidence par nos recherches est spécifique d'une pollution des milieux lenticques par les produits chimiques utilisés en agriculture ou s'il reflète de façon générale un niveau déterminé de qualité globale des eaux.

Des recherches complémentaires sont donc nécessaires pour affirmer cette méthodologie et pour mieux préciser les questions précédentes.

B — MÉTHODES DE DÉTECTION FONDÉES SUR L'USAGE D'INDICES «BIOÉCOLOGIQUES»

1 — INDICES BIOTIQUES

Diverses méthodes de détection de la pollution des eaux à partir d'indices calculés sur la base du dénombrement des macroinvertébrés benthiques ont été proposées.

En milieu agricole, celle des indices biotiques (VERNÉAUX et TUFFERY, 1967) est d'usage fréquent et commode car elle n'implique pas de détermination systématique poussée et peut donc être mise en oeuvre par des techniciens dont la compétence zoologique est limitée, sans faire appel à des équipements lourds et onéreux.

Le tableau VII figure les normes de détermination des indices biotiques. Dans la colonne 1 sont représentés les principaux groupes faunistiques propres aux biotopes limniques classés de 1 à 7 selon un degré croissant de pollutolérance. Ces derniers sont subdivisés en sous-groupes dans la colonne 1 selon les unités systématiques rencontrées. Enfin, la colonne 3 figure la valeur des indices biotiques en fonction du nombre total d'unités systématiques présentes.

Le détermination des indices selon un gradient spatial dans un cours d'eau (transect amont-aval et rives-zone centrale afin de séparer faciès lentique et lotique) permet d'établir un diagramme figurant les variations de cet indice. On diagnostique de la sorte une source de pollution et la longueur du parcours sur laquelle celle-ci exerce ses effets sur le plan écotoxicologique (Fig. 4).

2 — INDICES DE DIVERSITÉ

En Écologie limnique, de nombreux auteurs ont utilisé les divers indices de diversité proposés par les théoriciens pour décrire la structure des communautés terrestres ou aquatiques.

La première application faite à notre connaissance de la théorie de la diversité écologique à la détection de la pollution des eaux continentales a concerné l'étude d'une rivière polluée par des effluents chargés en matières organiques fermentescibles (WILHM, 1967).

Plusieurs indices de diversité ont été utilisés en Écotoxicologie limnique. WILHM et DORRIS (1968) recommandent l'usage d'indices dérivés de la théorie de l'information pour évaluer l'impact sur des eaux continentales de pollutions intermittentes susceptibles de ce fait d'échapper à des analyses chimiques périodiques. Ces auteurs considèrent que les environnements pollués montrent en règle générale une tendance à la diminution de la diversité des communautés qu'ils renferment par rapport aux biotopes analogues non contaminés.

Il apparaît en effet que les méthodes de détection de la pollution des eaux fondées sur l'usage d'indices biotiques peuvent dans certains cas être prises en défaut. Ces dernières reposent sur l'existence d'organismes bioindicateurs qui présentent une plus ou moins grande sensibilité à la desoxygenation de sorte qu'elles ne possèdent pas en toutes circonstances une fiabilité satisfaisante. Ainsi, ÉCHAUBARD et NEVEU (1974) notent par exemple dans la Couze Pavin, une rivière à régime torrentiel du Massif central soumise à une pollution chronique importante par suite du rejet d'effluents chargés de matières organiques fermentescibles originaires d'une laiterie, que les indices biotiques gardent des valeurs élevées en aval de l'émissaire car le brassage important du courant permet la survie de quelques Plécoptères, Éphéméroptères et Trichoptères à fourreau.

Plusieurs indices de diversité ont été proposés pour la détection de pollutions en milieu aquatique, la plupart d'entre eux étant dérivés de la théorie de l'information.

Dans le cas de figure — très exceptionnel en hydrobiologie — de communautés dont on peut dénombrer la totalité des individus qui les composent, PÉLOU (1966) suggère d'utiliser l'indice de BRILLOUIN :

$$H = (1/N) (\log N! - \sum_{i=1}^S \log n_i !)$$

où N est le nombre total d'individus, i le rang de l'espèce

d'effectif n_i et s le nombre total d'espèces.

Le résultat est exprimé en unités d'information ou en bits si l'on emploie les Log_2 (MARGALEFF, 1958).

En pratique, les limnologues ont recours à des indices dérivés du précédent mais pouvant s'appliquer à des échantillons de peuplements ou de biocoénoses car ces dernières sont trop importantes pour être dénombrées *in toto*.

Nous citerons en particulier l'indice de LLOYD, ZAD et KARR :

$$H' = (C/N) \left(N \log_{10} N - \sum_{i=1}^s n_i \log_{10} n_i \right)$$

où C est le facteur de conversion des logarithmes de base 10

en base 2 ($C = 3,3219$).

Cet indice a par exemple été utilisé par COSTES (1974) dans son étude sur l'influence de la pollution des eaux de la Seine sur leur peuplement en Diatomées benthiques (in VERNEAUX, 1976) et par MARSON (1977) pour comparer des étangs du Norfolk à divers degrés de dystrophisation.

Cependant, la majorité des travaux réalisés sur l'évaluation des effets de la pollution des eaux continentales sur les communautés limniques font appel à l'indice de SHANNON-WEAVER :

$$H'_{\alpha} = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

TABLEAU VII

Tableau standard de détermination des indices biotiques
(d'après TUFFERY et VERNEAUX, 1967)

I Groupes Faunistiques	II Sous-groupes, selon nombre d'Unités systé- matiques (U.S.) rencontrées		III Nombre total des unités systématiques présentes				
			0-1	2-5	6-10	11-15	16 et +
			Indice biotique				
1 Plécoptères ou Ecdyonuridae	1	+ d'une U.S.	—	7	8	9	10
	2	1 seule U.S.	5	6	7	8	9
2 Trichoptères à fourreau	1	+ d'une U.S.	—	6	7	8	9
	2	1 seule U.S.	5	5	6	7	8
3 Ancylidae ou Éphéméroptères (sauf Ecdyonuridae)	1	+ de 2 U.S.	—	5	6	7	8
	2	2 ou — de 2 U.S.	3	4	5	6	7
4 Aphelocheirus ou Odonates ou Gammaridae ou Mollusques (sauf Sphaeriidae)	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	3	4	5	6	7
5 Aseilus ou Hirudinae ou Sphaeriidae ou Hémiptères (sauf Aphelocheirus)	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	2	3	4	5	
6 Tubificidae ou Chironominae des groupes thummi et et plumosus	0 0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	1	2	3	—	—
7 Eristalinae	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	1	2	3		

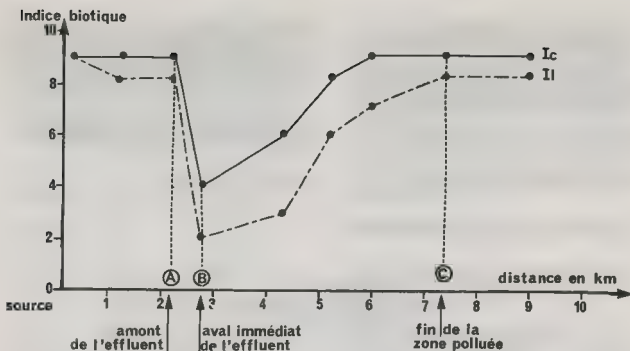


FIG. 4.— Exemple d'application de la méthode des indices biotiques à la détection d'une pollution des eaux. I_c = Indice calculé en faciès lotique, I_l = Indice calculé en faciès lentique (D'après VERNEAUX et TOFFERY, 1967).

Ce dernier présente de nombreux avantages ; en particulier, il n'est pratiquement pas sensible à la dimension de l'échantillon ce qui facilite les comparaisons entre biotopes analogues mais distincts. Par ailleurs, comme le soulignent ECHAUBARD et NEVEU, il n'est pas corrélé à la teneur en oxygène dissous à la différence de la méthode des indices biotiques. Ces auteurs ont pu de la sorte montrer que cet indice présente une chute brutale en aval de l'émissaire chargé de m.o.f. rejetées par une laiterie de la Couze Pavin (Fig. 5).

Un autre avantage que présente l'indice de diversité de SHANNON-WEAVER tient en ce qu'il existe une corrélation satisfaisante entre les valeurs obtenues en se plaçant à divers niveaux taxonomiques de rang croissant (espèce, genre, tribu, famille etc...) dans l'analyse quantitative d'une biocoenose (MARSON, 1978).

C'est sur ce dernier point, en effet, que des difficultés peuvent apparaître dans le cas où l'on veut évaluer la diversité d'une communauté aquatique exposée à une pollution. Dans ce type de recherche, un obstacle permanent qui s'élève sur le plan pratique tient au niveau taxonomique auquel peuvent s'effectuer les déterminations, des difficultés rendant malaisée, voire dans certains cas impossible, l'identification au niveau de l'espèce de la totalité des individus présents dans les prélèvements.

En règle générale, cette difficulté est tournée en se plaçant au niveau d'entités systématiques supérieures, genre ou famille, diverses recherches confirmant la validité des comparaisons des indices de diversité de SHANNON ainsi obtenus par rapport à ceux calculés au niveau spécifique.

Il n'empêche qu'en se plaçant à des niveaux taxonomiques supérieurs, un biais est introduit dans l'évaluation de la diversité des peuplements étudiés car cette attitude conduit à traiter de façon identique des familles monospécifiques ou au contraire multisécifiques.

Une autre critique faite par PIELOU (1975) à l'usage de l'indice de SHANNON pour évaluer la diversité d'une communauté tient en ce qu'il ne prend pas en compte dans sa formulation le fait que pour deux peuplements ayant la même richesse spécifique et la même abondance relative des espèces qu'ils renferment, la diversité sera différente selon qu'elles appartiennent à plusieurs genres ou sont au contraire congénériques.

Pour obvier à cette objection, OSBORNE *et al.* (1980) ont eu recours à un indice de diversité hiérarchique (HDI) proposé par PIELOU, afin d'analyser des communautés lotiques soumises à une pollution :

$$HDI = H' (F) + H'_F(G) + H'_{FG}(S)$$

où $H' (F)$ est la composante familiale de la diversité

$H'_F (G)$ est la composante générique de la diversité

$H'_{FG} (S)$ est la composante spécifique de la diversité.

Dans de nombreux cas, l'application des indices de diversité à l'étude de l'impact d'une pollution sur une biocoenose aquatique fait apparaître une brutale chute de valeurs de l'indice dans les échantillons prélevés en aval de l'émissaire (Fig. 5). Il arrive cependant aussi que dans les cas où l'on est en présence d'une contamination chronique à des concentrations modérées de substances nocives, les résultats obtenus peuvent être très différents.

Le tableau VIII représente à titre d'exemple les données recueillies lors de nos propres investigations sur six biotopes lenticques du Hurepoix, trois d'entre eux correspondant à des mares situées en zones de céréaliculture intensive, trois autres dans des milieux lenticques localisés dans des prairies naturelles. On constate paradoxalement que les diversités H' et les équitabilités E_h calculées selon SHANNON-WEAVER sont plus élevées dans les mares polluées par des produits chimiques d'usage agricole. Cela provient du fait que les espèces

pollusensibles les plus abondantes dans les communautés naturelles vont décroître dans leur fréquence relative, ce qui

induit une augmentation transitoire de diversité et d'équité.

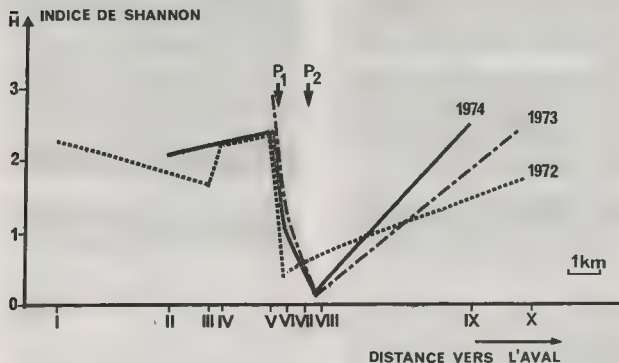


FIG 5 — Application de l'indice de diversité de SHANNON WEAVER à la mise en évidence d'une pollution par des rejets d'effluents chargés de matières organiques fermentescibles (P_1 et P_2) dans la Couze Pavin. Les chiffres romains figurent les points de prélèvements (D'après ÉCHAUBARD et NÉVEU, 1974).

TABLEAU VIII

Indices de diversité et d'équité calculés selon SHANNON-WEAVER pour les peuplements en macroinvertébrés de mares de culture ou de prairies naturelles

Biotopes	Indices	MARES DE CHAMPS			MARES DE PRAIRIES NATURELLES		
		CRESELY	BOULLAY-les-TROUX	VILLIERS-le-BACLE	CASSERO	VIEILLE ÉGLISE	ST-ROBERT
Ensemble des familles	H'	1,7	2,61	2,19	1,3	2,49	1,66
	Eh	0,32	0,52	0,43	0,21	0,47	0,3
Familles d'Insectes	H'	1,08	2,28	1,59	0,85	2,26	2,28
	Eh	0,22	0,47	0,35	0,19	0,45	0,47

C — MÉTHODES BIOCOENOTIQUES

1 — ÉTUDE DES DISTRIBUTIONS D'ABONDANCE

Depuis les travaux de PATRICK (1954) concernant l'influence de la pollution des eaux sur la structure de leur peuplement en Diatomées benthiques, divers auteurs ont eu recours à l'étude des distributions d'abondance pour déterminer l'impact de divers altérageurs sur des communautés limniques.

Plusieurs modèles mathématiques ont été proposés pour décrire les corrélations rang-fréquence des espèces (ou des unités taxonomiques supérieures) constituant des communautés vivantes. Ces divers modèles ne sont pas concurrents mais décrivent des types différents d'organisation des biocoenoses ou des peuplements étudiés, chacune des répartitions rang-fréquence observée étant conditionnée par le jeu des facteurs limitants propres à l'écosystème étudié et au degré d'évolution des communautés concernées.

AMANIEU *et al.* (1981) ont discuté de la validité d'application des principaux modèles de distribution d'abondance à l'étude des communautés animales benthiques. Dans le cas de l'exposition de ces dernières à une pollution, il est assez évident que l'action du (ou des) agents altérageurs va provoquer une modification dans l'abondance et la fréquence rela-

tive des divers taxa constituant ces biocoenoses et cela pour deux raisons. Tout d'abord, les espèces ou les groupes les plus pollusensibles, en particulier ceux qui sont sténocœciques, donc peu tolérants à une fluctuation de leur environnement, subiront une baisse considérable d'effectifs et pourront même être totalement éliminés. À l'opposé les genres ou les espèces pollutolérantes — en règle très générale euryœciques — deviendront prépondérantes d'autant plus que l'accroissement de leurs effectifs sera également favorisé — en valeur absolue et relative — par la diminution de compétition interspécifique liée à la régression des taxons pollusensibles.

Nous avons été conduits à comparer dans nos propres recherches la distribution d'abondance dans les communautés de macroinvertébrés des biotopes lenticques exposés en milieux agricoles à la pollution par les produits chimiques utilisés en céréaliculture intensive. Nos résultats, résumés dans la Fig. 6 et le tableau IX, concernent deux biotopes analogues, le premier exposé à une contamination chronique (mare de Villiers-le-Bâcle) le second situé dans une prairie naturelle exempte de traitements pesticides ou d'usage d'engrais (mare de Saint-Robert).

La comparaison des diagrammes rang-fréquence établis au niveau de la famille montre une diminution considérable des effectifs de chacun des Taxa normalement présents dans les biotopes considérés et la disparition de plusieurs familles, les plus pollusensibles, dans la mare de culture (Fig. 6).

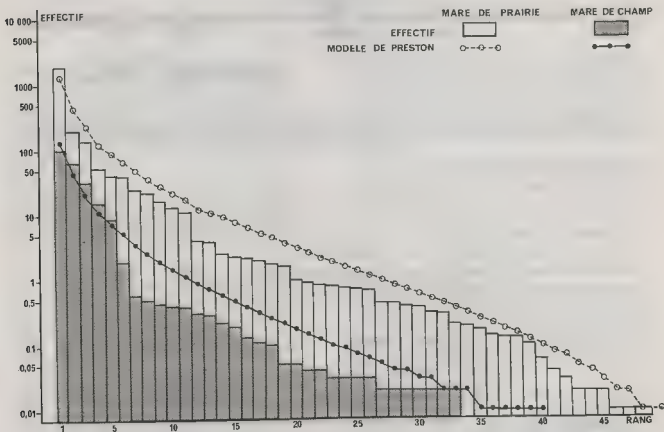


FIG. 6 — Comparaison des distributions d'abondance des familles constituant le peuplement de macroinvertébrés propre à deux biotopes limniques dont l'un (mare de champ) et contaminé par des produits chimiques utilisés en céréaliculture. Les effectifs figures correspondent à la moyenne calculée sur plus de cent échantillons du nombre d'individus que comporte chaque famille ce qui explique les valeurs inférieures à l'unité. L'ajustement théorique au modèle de PRESTON est représenté par des points (mare de champ) ou des cercles (mare de prairie).

Ainsi, l'on rencontre 48 familles dans le biotope lentique de prairie contre seulement 33 familles dans celui situé en zone de culture intensive. Corrélativement, la dominance s'accroît de façon nette dans la bioécénose de macroinvertébrés peuplant la mare de culture (VILLIERS-LE-BÂCLE).

Les tests d'ajustement effectués au laboratoire montrent que les distributions d'abondance propres à chacune des communautés étudiées ne s'ajustent correctement sur aucun des modèles correspondant en règle générale aux distributions de fréquence observées dans les communautés naturelles (MAC ARTHUR, PRESTON et MOTOMURA). Le tableau IX représente les résultats des tests χ^2 pour les divers modèles testés

TABLEAU IX

Test d'ajustement des abondances relatives des familles constituant les communautés de macroinvertébrés benthiques dans deux biotopes d'eaux lenticques, l'un témoin, l'autre exposé aux produits chimiques utilisés en agriculture

Biotopes	Mare de prairie (St. Robert)		Mare de culture (Villiers-le-Bâcle)	
Modèles	Nbre de DDL : χ^2		Nbre de DDL : χ^2	
Mac Arthur	44	14.173	17	419
Motomura	23	6.185	9	146
Preston	15	689	4	42,7

Dans le cas de ces communautés, on peut conclure qu'aucune des données expérimentales ne s'ajuste aux modèles testés. Toutefois, on constate que dans la mare de prairie, la distribution théorique la plus proche de nos données est celle de Preston. En revanche, dans le cas du biotope situé en zone de culture, on trouve un rapport χ^2 /nbre de DDL égal à 16,2 dans le cas du modèle de Motomura et à 10,5 dans celui de Preston ce qui suggère que l'impact de la pollution des eaux par les produits chimiques utilisés en agriculture tendrait à modifier la communauté dans le sens d'une distribution de type log-linéaire.

Une telle conclusion n'est en rien surprenante. En effet, il est assez évident que les milieux pollués constituent le type même d'un environnement contraignant. Dans ces conditions, lorsqu'il s'agit d'une pollution intense ne subsisteront qu'un petit nombre d'espèces euryociques avec obligatoirement recouvrement partiel des niches. Ceci présentera pour corollaire que les espèces de rang élevé se partageront la majeure partie des ressources disponibles c'est-à-dire que la bioécénose sera caractérisée par une forte hiérarchie de dominance. Ces diverses caractéristiques définissent précisément les conditions propres à une distribution d'abondance de type log-linéaire (Motomura).

À l'opposé, les bioécénoses limniques à maturité et leurs peuplements en macroinvertébrés non exposés à une source de pollution et peuplant des biotopes pérennes présenteront des distributions d'abondance conformes au modèle de PRESTON lequel décrit des nomocoénoses (DAGET *et al.*, 1973).

Une réflexion s'impose ici sur la signification de l'action des pollutions quant à la structure des communautés limniques. Les modifications de distribution d'abondance des espèces qu'elles comportent sont bien évidemment corrélées à leur diversité spécifique. Il est possible de déduire un ensemble de conclusions de portée générale lorsque l'on considère un écosystème limnique exposé dans l'espace

(cours d'eau recevant un émissaire contaminé) ou dans le temps à un gradient de pollution croissante.

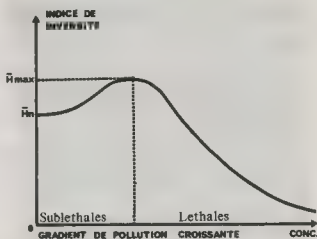


FIG. 7 — Schéma théorique figurant l'influence du gradient croissant de pollution sur la diversité spécifique d'une communauté.

Dans une phase initiale — et nos propres investigations apportent quelques arguments en ce sens — on assistera pour une pollution chronique mais de faible densité à un accroissement transitoire de la diversité spécifique (Fig. 7). En effet, le nombre total de taxons ne sera pas significativement affecté tandis que les effectifs des espèces pollusensibles les plus abondantes décroîtront beaucoup ce qui aura pour conséquence d'augmenter la diversité spécifique de la bioécénose. Cette conclusion peut être corroborée par une étude numérique réalisée à partir d'un modèle théorique de peuplement. Ainsi, CANCELA de FONSECA (1980) montre que dans un peuplement bien structuré et pour une fréquence déterminée arbitrairement des espèces qui le composent, la réduction de 95 % des effectifs du taxon dominant fera passer de 1,05 à 1,86 bits la diversité $H(s)$ du système en question.

Cependant, dans une phase ultérieure, l'accroissement de la fréquence et (ou) de l'intensité de la pollution du biotope considéré va réduire de façon importante la richesse spécifique de la communauté et le nombre d'individus des espèces pollusensibles survivantes, alors que l'abondance relative des espèces pollutolérantes croîtra de façon spectaculaire. De la sorte, la diversité spécifique présentera une chute brutale (Fig. 7) tandis que l'on passera d'une distribution d'abondance de type PRESTON (log-normal) à une distribution de type MOTOMURA (log-linéaire). Dans les cas extrêmes la communauté de macroinvertébrés ne sera plus représentée que par un tout petit nombre d'espèces, voire par une seule.

En conclusion, il apparaît que si les indices de diversité et les études de distribution d'abondance peuvent rendre certains services dans la détection des pollutions intenses des milieux dulçaquicoles, leur usage devient aléatoire lorsque l'on a affaire à des surfaces d'eau exposées à une contamination chronique par des micropolluants.

2 — INDICES FACTORIELS DE POLLUTION (INDICES BIOECENOTIQUES)

Les considérations précédentes ont conduit certains limno-

logistes à mettre au point une méthode biocoenotique de détection de la pollution des eaux dans les cas d'impregnation à long terme des écosystèmes limniques par des concentrations infraléthales de micropolluants.

ELOUARD et JESTIN (1982) ont proposé dans le cas de la contamination de biotopes lotiques par des insecticides une méthodes permettant une détection de cette pollution nettement plus fiable que celles fondées sur le calcul d'indices biotiques ou de diversité.

Ces auteurs ont inventé un indice bioécologique s'appliquant au cas des rivières polluées à des faibles concentrations par le Temephos, un insecticide employé dans la lutte contre les Simulies en Afrique occidentale, afin de surveiller l'état de ces cours d'eau contaminés (intentionnellement) par cette substance antiparasitaire.

L'indice proposé par ces auteurs intègre les impératifs suivants : l'identification taxonomique doit être facile, le comptage des organismes rapide, l'indice sensible aux variations d'abondance et de structure. Sa formation doit être générale et s'appliquer à divers bassins versants, son calcul simple ; enfin, l'indice obtenu doit être suffisamment sensible pour suivre les variations discrètes de pollution et permettre de séparer aisément les périodes où les eaux courantes sont contaminées par le pesticide considéré ou exempté de celui-ci.

Afin d'élaborer cet indice, ELOUARD et JESTIN ont évalué l'impact du Temephos sur la structure des communautés de macroinvertébrés limniques en étudiant les données quantitatives recueillies par examen de leurs échantillons à l'aide de l'analyse factorielle de correspondance.

Selon EDOUARD (1983) « cette analyse sépare nettement sur un premier axe les prélèvements contaminés par l'insecticide et ceux qui ne le sont pas. Par ailleurs, taxons pollusensibles et pollutolérants sont opposés sur cet axe factoriel. Il est donc possible de construire sur cet axe une échelle de pollusensibilité pour les divers taxons et d'établir à partir de celle-ci un indice qui soit une combinaison linéaire des effectifs codés des taxons ayant contribué à l'analyse ».

Pour les effectifs de chacun des taxons considérés, on fera intervenir un paramètre a_i , poids du taxon déterminé en fonction des coordonnées de celui-ci sur l'axe de pollution. Ce poids sera d'autant plus fort que l'espèce sera plus excentrée.

Une plage de variation de l'indice correspondant à 10 unités de pollution a été choisie de façon arbitraire et s'échelonne entre 1 et 10 selon que l'on est en présence d'une pollution maximale (10) ou en l'absence de pollution (1).

Cette plage de 10 unités correspond en pratique à la distance d séparant les relevés extrêmes de l'axe 1 que l'on subdivise en dix segments égaux.

Dans ces conditions, la formule de l'indice proposé sera :

$$\text{IND}(j) = \left[\left(\sum_{i=1}^n x_i \cdot a_i / \sum_{i=1}^n x_i \right) \cdot c \right] + 5$$

où $c = 10/d$, x_i les effectifs de l'espèce i , n le nombre total d'espèces codées, le nombre 5 étant ajouté pour obtenir des indices factoriels de pollution toujours positifs.

L'approche adoptée par ces deux auteurs pour établir une méthode bioécologique de détection de la pollution des eaux par des pesticides constitue incontestablement une démarche plus rigoureuse que les tentatives précédentes car fondée sur une analyse quantitative des données et une discrimination des espèces plus performantes que tout autre approche

antérieure.

Les tests de validité de l'indice proposé par ELOUARD et JESTIN ont été réalisés sur 327 prélèvements effectués sur une rivière de Côte d'Ivoire épisodiquement traitée au Temephos. Ces tests ont confirmé la fiabilité de l'indice car ils ont présenté un taux élevé de réussite dans la discrimination entre prélèvements provenant de la période où les eaux fluviales étaient non polluées ou au contraire contaminées par cet insecticide.

A priori, cette méthode d'évaluation d'un indice factoriel de pollution pourrait être extrapolée à l'étude d'écosystèmes limniques pollués par d'autres pesticides mais elle demande toutefois d'être testée au préalable pour s'assurer que la hiérarchie des sensibilités n'est pas modifiée. Dans le cas inverse, elle demeure néanmoins valide mais impliquerait un recalibrage pour les substances considérées.

BIBLIOGRAPHIE

- AMANIEU (M.), GONZALEZ (I. L.) et GUELORGET (O.), 1981. — Critères de choix d'un modèle de distribution d'abondance. *Acta Oecologica, Oecologia generalis*, 2, n° 3, 265-276.
- CANCELA DA FONSECA (J. P.), 1980. — Le concept de diversité, le chevauchement des niches écologiques et l'organisation des systèmes écologiques. *Acta Oecologica*, 1, n° 3, 293-305.
- DAGET (J.), LELCORDIER (C.) et LEVEQUE (C.), 1972. — Notion de monocoenose : ses applications en écologie. *Bull. Soc. Ecol.* III, 448-462.
- DUBOIS (G.), 1982. — Index phytosanitaire. *ACTA* éd., 535 p.
- ÉCHAUBARD (M.) et NEVEU (A.), 1974. — Perturbation qualitative et quantitative de la faune benthique d'un ruisseau à truites, la Couze Pavin (P.de.D.) émes aux pollutions agricoles et urbaines. *Annales de la Station biologique de Besse en Chamades*, 9, 1974, 1975, 24 p.
- ÉLOUARD (J.M.), 1983. — Impact d'un insecticide organophosphoré, le Temephos, sur les entomocoenoses associées aux stades préimaginaux du complexe *Simulium damnosum* Th. (Diptera, Simuliidae). *Thèse de Doctorat ès Sciences Naturelles, Univ. Paris Sud*, 571 p.
- ÉLOUARD (J.M.) et JESTIN (J.M.), 1982. — Impact of Temephos (Abate) on the non-target invertebrate fauna. A. Utilisation of correspondence analysis for studying surveillance data collected in the onchocerciasis control program. *Rev. Hydrob. trop.* 15, n° 1, 23-31.
- HART (C.W.) et FULLER (S.L.H.), 1974. — *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press ed., New-York, 389 p.
- HENIN (S.), 1980. — Activités agricoles et qualités des eaux. Rapport groupe de travail Ministère de l'Agriculture et Environnement, Tome II, 294 p.
- HUGHES (B.D.), 1978. — The influence of factors other than pollution on the value of Shannon's diversity index for benthic macro-invertebrates in streams. *Water Res.*, 12, 359-364.
- KHAN (M.A.Q.), 1977. — *Pesticides in aquatic environments*. Plenum Press, 257 p.
- KOELKOWITZ (R.) et MARSON (R.), 1968. — Ökologie der Tienschen Saprobien. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol. hydrogeog.*, 2, 126-152.
- LEFEUVRE (J.C.), LE DUC (J.P.) et SERVAN (J.), 1981. — La qualité de l'eau potable en France. Rapport publié par le Muséum National d'Histoire Naturelle, Laboratoire d'Évolution des systèmes naturels et modifiés, 128 p., tableaux, planches.
- LEFEUVRE (J.C.), LE DUC (J.P.), SERVAN (J.), 1982. — Potable ou non ? *Eaux et rivières de Bretagne et basse Normandie*, 41, 6-8.
- MARIOTTI (A.), 1982. — Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'Azote. *Thèse Doctorat d'État ès Sciences naturelles, Université de Paris VI*, 504 p.

- MARIOTTI (A.), LETOLLE (R.), BLAVOUX (B.) et CHASSAING (B.), 1975. — Détermination par les teneurs naturelles en N_{15} , de l'origine des nitrates : résultats préliminaires pour le bassin de Melarchez (Seine et Marne). *C. R. Ac. Sci.*, **280**, série D, 423-26.
- MASON (C.F.), 1977. — The performance of a diversity index in describing the zoobenthos of two lakes. *J. appl. Ecol. (G.B.)*, **14**, 363-367.
- MUIRHEAD-THOMPSON (R.C.), 1971. — *Pesticides and freshwater fauna*. Academic Press ed., Londres et New-York, 248 p., Fig.
- MUIRHEAD-THOMPSON (R.C.), 1973. — Laboratory evaluation of pesticide impact on stream invertebrates. *Freshwater biol. gb.*, **3**, n° 5, 479-198.
- OSBORNE (L.L.), DAVIES (R.W.) et LINTON (K.J.), 1980. — Use of hierarchical diversity indices in lotic community analysis. *Journ. Appl. Ecol.*, **17**, 567-580.
- PATRICK (R.), 1954. — in CAIRNS (1972). *Environmental quality and the thermal pollution problem*. Farvar et Milton - Careless Technology, Natural History Press, 829-853.
- PIELOU (E.C.), 1966. — Shannon's formula as a measure of specific diversity : its use and misuse. *Am. Natur.*, **100**, n° 3, 463-465.
- RAMADE (F.), 1979. — *Ecotoxicologie*. Masson éd., 2e éd., 224 p. Fig.
- RAMADE (F.), 1982. — *Éléments d'Écologie - Écologie appliquée*. Mac Graw Hill, 3e éd., p. 159.
- RAMADE (F.), ÉCHAUBARD (M.), LE BRAS (S.) et MORETEAU (J.C.), 1983. — Influence des traitements phytosanitaires sur les biocoénoses limniques I. Composition faunistique de mares situées dans une zone de grande culture de la région parisienne. *Acta Oecol. Oecol. Appl.*, **4**, n° 1, 3-22.
- ROUTLEDGE (R.D.), 1979. — Diversity indices : which ones are admissible. *J. Theor. biol.*, **76**, 503-515.
- VERNEAUX (J.), 1976. — Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales in P. PESSON, *La pollution des Eaux continentales*, Bordas éd., Paris, 229-285.
- TUFFERY (G.), 1976. — Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes. Révélateurs biologiques de pollution. in *La pollution des eaux continentales*, Gauthiers-Villars, 189-219.
- VERNEAUX (J.) et TUFFERY (G.), 1967. — Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Ann. Scient. Univ. Besançon, Zoologie*, **3**, 79-90.
- WILHM (J.L.), 1967. — Comparison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. *J. Wat. poll. Control. Fed.*, **48**, 1673-1683.
- WILHM (J.L.) et DORRIS (T.C.), 1968. — Biological parameters for water quality criteria. *Bioscience*, **18**, 477-481.

CONNAISSANCE ET CARTOGRAPHIE DE LA POLLUTION DES EAUX COURANTES

par C. LASCOMBE ⁽¹⁾ et D. CARDOT ⁽²⁾

Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse
31, rue Jules Guesde — 69310 PIERRE-BÉNITE

MOTS-CLÉS : pollution — milieu naturel — cours d'eau — mesures — analyses chimiques — indices biologiques

KEY-WORDS : pollution — natural environment — waterways — measures — chemical analysis — biological indexes

RÉSUMÉ

Outre l'identification qualitative et quantitative des composés polluants (analyses d'eau, de sédiments et d'organismes en particulier de Bryophytes) la gestion des écosystèmes de rivières nécessite l'appréciation de leurs effets perturbateurs sur le milieu naturel. Les méthodes biologiques basées sur l'examen des macro-invertébrés benthiques (IQBG et autres) sont utilisées dans les réseaux de mesure de la qualité des rivières, et permettent l'établissement de synthèses cartographiques.

Les besoins de connaissance du milieu naturel aquatique répondent à des préoccupations diverses. Parallèlement aux recherches fondamentales ou à caractère méthodologique, se développent de très nombreuses études appliquées à des problèmes immédiats de gestion du patrimoine.

Face au coût souvent très élevé de ces études, il convient de s'interroger sur l'adéquation des besoins de connaissance aux moyens mis en œuvre pour les satisfaire, autrement dit sur le rapport coût/efficacité ou avantages face aux problèmes posés.

En effet, si l'on conçoit qu'au niveau de l'application pratique, une étude n'a de valeur, non par son strict contenu et la somme de travail et de compétence qu'elle représente, mais par les conclusions originales et opérationnelles qui s'en dégagent, il est important d'essayer de bien cerner les domaines d'application optimale et les limites des différentes méthodes, sans a priori disciplinaire et dans le souci de meilleure objectivité.

La réflexion développée ici est vue surtout sous l'angle de l'utilisateur. Elle porte plus particulièrement sur les cours d'eau, mais peut également concerner, sous bon nombre de ses aspects, les eaux superficielles non courantes, et peut-être même, bien que les expériences soient plus rares dans ce domaine, les eaux souterraines.

SUMMARY

Knowledge and mapping of pollution in running waters

Beyond qualitative and quantitative identification of pollutants (water, sediment and organisms analysis, with special reference to Bryophytes), rivers ecosystems management requires assessment of their disturbing effects in natural environment.

Biological methods based on the examination of benthic macro-invertebrates (IQBG and others), are used in networks of rivers quality evaluation, and make it possible to produce synthetic cartographies.

I — LES BESOINS DE CONNAISSANCE ET LA GESTION DU PATRIMOINE

La gestion des milieux naturels aquatiques répond à une double préoccupation :

— protection de l'écosystème et de ses potentialités biologiques en tant qu'élément majeur de notre environnement.

— préservation de la ressource en eau, en quantité et qualité, en vue de la satisfaction de certains usages, *in situ* (baignade, pêche...) ou après prélèvements (alimentation humaine, irrigation, usages industriels...).

Il est bien évident que ces deux préoccupations sont liées, l'aptitude multi-usages de l'eau ayant d'autant plus de chances d'être préservée que l'équilibre biologique du cours d'eau est respecté et donc, que la qualité de l'eau — facteur souvent prépondérant, mais non unique — reste acceptable.

L'action des Services Administratifs et des Organismes divers participant à cette gestion se pose en termes techniques, financiers et réglementaires, les trois aspects étant étroitement liés.

Face à des possibilités financières forcément limitées, se posent les problèmes de choix d'objectifs de qualité pour les différents milieux (tenant compte de leur état de dégradation, des utilisations qui en sont faites, de leur potentialité...) et des moyens techniques (limitations des rejets, épuration, soutiens d'étiages...) et réglementaires à mettre en œuvre pour les atteindre, puis préserver la situation face à des agressions nouvelles.

Les études à réaliser pour guider ces actions et mener à bien

1. Hydrobiologiste, chargé d'études «Milieu Naturel — qualité des eaux»

2. Ingénieur des Ponts et Chaussées (Chef du Service des Études Générales).

cette politique, se placent à différents niveaux :

— Connaissance générale d'une situation, au niveau, soit d'une unité géographique administrative (département, région...) ou hydrologique (bassin versant), soit d'un type donné de nuisances (ex : eutrophisation, micropollution, aménagement hydraulique...), d'un type d'écosystème (ex : lacs) ou des deux à la fois (ex : pollution des cours d'eau de montagne par les stations de sport d'hiver).

Les données acquises contribueront à orienter l'action des aménageurs, des services de police, des Agences de Bassin, et autres organismes ou autorités compétentes concernées.

— Connaissance fine d'un milieu particulier, géographiquement limité, en vue :

— d'en vérifier le caractère normal (par rapport à un usage particulier ou sur un plan plus général en tant qu'écosystème) ou d'en apprécier avec précision le niveau de dégradation.

— de définir les mesures et travaux nécessaires à sa restauration totale ou partielle, ou, inversement, les perturbations admissibles susceptibles d'être apportées par un équipement nouveau (rejet d'eau usée, aménagement hydroélectrique...).

— Suivi de son évolution dans le temps (par référence aux études précédentes), en vue :

— d'apprécier l'efficacité des actions de restauration engagées (ex : stations d'épuration),

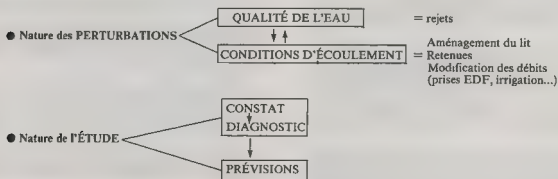
— d'apporter les corrections nécessaires,

— d'alerter l'attention sur des problèmes nouveaux, ou masqués dans la situation initiale (ex : micropolluants après traitement de la pollution organique et en suspension).

— Contrôle administratif, afin de veiller au respect des dispositions réglementaires de protection ou de restauration des milieux (police des eaux, de la pêche...).

Ces études feront appel à des méthodes différentes selon la nature des perturbations et les réponses attendues (LASCOMBE, 1979).

Schématiquement, les problèmes se rattachent aux rubriques suivantes :



Nous ne nous intéressons ici qu'aux perturbations liées aux rejets de pollution et aux études de constat et de diagnostic. L'aspect prévisionnel (autorisations et déversement — décret du 23/2/73 —, études d'impact — décret du 12/10/77) relève en effet d'une méthodologie très complexe, non encore au point car tributaire des connaissances fondamentales sur la détermination des relations au sein de l'écosystème et leurs particularités typologiques.

Les études consistant à analyser des situations réelles et instantanées (études descriptives), visent à la définition d'un état de référence (état zéro en vue d'un suivi de l'évolution dans le temps), à l'appréciation de l'état de la qualité et de la dégradation du milieu, et dans ce dernier cas à l'identification des facteurs de dégradation.

Le constat ne pose véritablement de problèmes qu'en termes de compétences et de moyens, donc de coût. Dans le domaine biologique, une analyse biocénétique complète, intéressant tous les groupes d'organismes, représente un travail considérable et ne peut être généralisée.

Le diagnostic et l'appréciation du niveau de dégradation biologique du milieu s'effectue, soit par comparaison directe avec des stations de références, soit par utilisation de taxons indicateurs, soit par analyse globale de communautés. Le problème sera ici de distinguer la qualité de l'eau proprement dite de celle du système (cours d'eau) influencé par des facteurs naturels, et susceptible d'être perturbé par d'autres causes que la pollution de l'eau.

Dans ce type d'étude, il est fait appel, le plus possible aux méthodes synthétiques globales, de moindre coût, d'utilisation la plus large possible, et se prêtant le mieux à une expression des résultats facilement utilisable par les gestionnaires et accessible au grand public, de type cartographique par exemple.

Cette expression simplifiée de la présentation des données suppose une classification de l'information en ensembles homogènes dont les limites quelle que soit la méthode utilisée, seront arbitraires et donc discutables, mais qui répondent à un besoin réel, pour convaincre le public ou le décideur.

Il convient toutefois de bien garder à l'esprit que la simplification, admissible au niveau de l'expression des résultats, ne l'est pas forcément au niveau de l'acquisition des données de base, et qu'une situation sera d'autant plus facile à présenter simplement de façon juste, qu'elle sera mieux connue. Simplifier sans caricaturer, telle est la difficulté.

Une fois bien défini l'objectif visé, le choix d'une méthode découlera des réponses aux deux questions suivantes : quelle forme de pollution ? quel milieu ? Les formes de pollution sont multiples (physique, thermique, bactériologique, chimique,

avec pour cette dernière des formes minérales, organiques et nutritives, toxiques...) comme le sont par ailleurs les types d'écosystèmes et leur réponse aux différentes agressions.

Face à cette variété des causes et des effets, la méthode unique passe-partout ne peut exister. Le problème est donc de tirer le meilleur parti des méthodes existantes, tout en développant les recherches vers des méthodologies nouvelles

mieux adaptées.

II — LES MÉTHODES

1. NÉCESSITÉ ET COMPLÉMENTARITÉ DES MÉTHODES PHYSICO-CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES

Les méthodes utilisées relèvent de deux démarches différentes :

- la démarche physico-chimique, qui consiste à caractériser les perturbations par leurs causes et, en l'occurrence, la présence d'éléments polluants.

- la démarche biocénétique qui vise à caractériser la pollution par ses effets sur les communautés en place.

Une approche intermédiaire, par bio-essais en laboratoire, tente difficilement d'établir un pont entre ces deux démarches, et les extrapolations au milieu naturel — qui représente la seule réalité écologique — restent délicates.

On connaît les faiblesses de l'investigation physico-chimique sur l'eau qui se heurte aux difficultés inhérentes à la variabilité et au caractère fragmentaire des données, ce dernier aspect devenant particulièrement préoccupant avec la diversification des produits polluants issus de l'industrie chimique de synthèse.

Il devient très difficile, voire impossible dans de nombreux cas, d'apprécier la qualité effective d'une eau et sa compatibilité avec les exigences d'un écosystème biologique complexe au travers de ces seuls paramètres.

L'inventaire et l'analyse comparée des méthodes biologiques, fait par ailleurs apparaître, malgré encore certaines lacunes et insuffisances, des possibilités d'utilisation très séduisantes dans le domaine des eaux courantes.

D'où vient alors cet « acharnement », parfois dénoncé dans certains milieux d'hydrobiologistes, à poursuivre des investigations physico-chimiques onéreuses, souvent au détriment des méthodes biologiques ?

Il faut voir là le souci des gestionnaires d'être opérationnels.

S'il s'agit de constater un état de perturbation, les méthodes biologiques sont sans nul doute les plus performantes. Mais dès qu'il s'agit d'engager des actions de dépollution et d'appliquer une réglementation sur les rejets, il devient nécessaire d'identifier les polluants responsables, de se prononcer sur les caractéristiques qualitatives et quantitatives des rejets admissibles (concentrations et flux pour les paramètres les plus représentatifs de la pollution), d'en déduire les dispositifs techniques d'épuration à mettre en place, et de se donner les moyens de contrôler ensuite le respect des conditions techniques d'autorisation des rejets.

L'approche physico-chimique devient alors indispensable.

2. L'ANALYSE CHIMIQUE SUR LES DIVERS COMPARTIMENTS DE L'ÉCOSYSTÈME

Les problèmes d'analyses sur eau se posant en premier lieu au niveau de la représentativité de l'échantillonnage dans le temps, il est intéressant d'utiliser certains compartiments de l'écosystème comme supports analytiques traceurs et intégrateurs de la pollution.

Cette utilisation, déjà largement répandue pour les sédiments, témoins de pollutions organique, azotée et phosphorée, et de micropolluants, tend à s'étendre pour cette dernière

forme de pollution aux organismes aquatiques.

La question prend d'autant plus d'importance que la pollution dite classique (DBO₅, MES...) aux effets bien visibles (bilan O₂ en particulier) tend à régresser et laisse émerger d'autres problèmes liés à la présence d'éléments toxiques aux effets beaucoup plus insidieux, et dont l'identification et le dosage dans les eaux posent de sérieuses difficultés.

Ces méthodes, applicables aux pollutions chroniques ou intermittentes (effet de « mémoire ») ont fait l'objet d'une mise au point lors des dernières journées « L'Eau, la Recherche et l'Environnement » à Lille en octobre 1983.

Les divers indicateurs déjà testés (sédiments, végétaux divers, mollusques lamellibranches, poissons) présentent un intérêt variable selon l'indication recherchée (LASCOMBE *et al.*, 1983).

Les sédiments, les plus largement étudiés à ce jour, apportent une information intéressante que la quantité de polluant stockée, plus ou moins durablement, dans le milieu. Par contre la relation avec le niveau de pollution de l'eau est délicate à établir du fait de leur mobilité et de la complexité des échanges sédimentaires.

Les organismes, animaux en particulier, permettent d'apprécier la disponibilité biologique et le devenir des polluants dans l'écosystème (l'étude des poissons présentant par ailleurs un intérêt sur le plan sanitaire et économique). Des relations peuvent d'ailleurs être mises en évidence entre leur état de contamination et certaines modifications biocénétiques observées par ailleurs.

Enfin, s'il s'agit d'évaluer la qualité de l'eau elle-même, il semble malgré les connaissances encore partielles dans ce domaine, que les Bryophytes puissent être recommandés. Elles présentent en effet un équilibre apparemment simple avec l'eau et leur ubiquité, leur résistance à la pollution, leur stabilité dans le milieu, leur facilité d'échantillonnage et de conditionnement et leur possibilité de transfert, semblent leur conférer de nombreux avantages.

3. LES MÉTHODES BIOLOGIQUES

À côté des méthodes physico-chimiques, nécessaires à l'identification et à la quantification des composés polluants, les méthodes biologiques constituent une autre voie d'approche pour l'évaluation de la qualité générale de l'eau (ex. Diatomées) et la seule voie valable pour l'appréciation générale de la qualité des systèmes et par là, des effets réels de la pollution (VERNEAUX, 1981).

Parmi elles, les méthodes qualitatives de type « indices biotiques », fondées sur l'étude simplifiée de la macrofaune tiennent une place prépondérante par leurs possibilités d'application très étendues.

Accessibles aux non-spécialistes de groupes taxonomiques, assez rapides à mettre en œuvre et donc d'un coût relativement limité (de l'ordre de 2.000 F par point), ces méthodes utilisées par des hydrobiologistes possédant une bonne connaissance de terrain et des problèmes de pollution, peuvent donner des résultats très satisfaisants. Ceci explique d'ailleurs leur très large utilisation par des organismes d'horizons très variés (Services de l'État, Services de la Pêche, Universités, Bureaux d'études, etc...), ainsi que l'intérêt porté à l'amélioration des méthodes existantes, avec parallèlement un désir de clarification très net face aux propositions nouvelles.

3.1. Évolution des méthodes et des besoins

L'« Indice biotique » (TUFFERY et VERNEAUX, 1967),

grâce à sa simplicité, a été d'une grande utilité dans les années suivies à sa publication, dans un contexte où :

- l'état de qualité biologique du réseau hydrographique était très mal connu et nécessitait un dégrossissage rapide,
- les services d'applications commençaient seulement à développer leurs moyens dans le domaine de l'hydrobiologie.

L'expérience aidant et les besoins de connaissance évoluant, l'indice biotique s'est assez rapidement révélé comme insuffisamment sensible et précis pour bon nombre d'applications.

L'indice de qualité biologique globale — IQBG, proposé en version provisoire (VERNEAUX *et al.*, 1976) a apporté des améliorations intéressantes. À l'initiative des utilisateurs eux-mêmes et sans la volonté de l'auteur, cet indice s'est progressivement plaqué puis le plus souvent substitué au précédent dans de nombreuses applications, y compris dans le cadre de l'Inventaire National de la Pollution des Eaux. Un certain «malaise» s'est toutefois installé dans les esprits face au choix d'une méthode, jugée plus performante (dans des limites d'application de mieux en mieux connues), mais non officiellement reconnue et susceptible d'être remise en question à tout moment.

Suite à une première tentative, assez mal comprise (Cb2, VERNEAUX 1982), une nouvelle méthode est aujourd'hui proposée : L'indice de Qualité Biologique Générale (IBG, VERNEAUX 1983). Même s'il est encore un peu tôt pour se prononcer sur ses possibilités, il semble toutefois, au vu des premières réactions et tentatives d'applications, que la méthode :

- occupe le juste créneau compte tenu des besoins manifestés,
- n'ait pas perdu de sensibilité par rapport à l'IQBG, malgré une identification taxonomique moins poussée (familie) et donc plus aisée,
- soit mieux adaptée aux rivières lentes et plus chaudes (ex. Saône).

Elle paraît pour l'instant assez bien accueillie et devrait, si ses avantages se confirment, pouvoir se substituer, sous sa forme actuelle ou légèrement modifiée, aux indices précédents.

3.2. Problèmes en suspens

3.2.1. Normalisation

Comité membre de l'ISO (International Organisation for Standardisation), l'AFNOR participe à l'élaboration d'une méthode européenne commune d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Devant l'absence de proposition concrète côté français, on s'achemine vers une méthode anglo-saxonne dite «des SCORES» ou «SCORE SYSTEM». Que deviendra alors l'IBG ? Sa normalisation AFNOR est-elle envisageable ? Quelle sera la position française face à une directive européenne imposant un autre indice ? Il serait opportun d'envisager ces perspectives avant de se trouver confrontés à certaines difficultés rencontrées par ailleurs (cf. directives CEE «eau potable»).

3.2.2. Longévité des méthodes

L'évolution continue des connaissances ne doit pas entraîner une remise en question trop fréquente des méthodes qui doivent, après mise au point, avoir une durée de vie minimale de plusieurs années (au moins cinq ans). Leur remplacement, par d'autres méthodes plus performantes, doit se faire dans le souci d'une meilleure utilisation possible des données précédentes, afin d'assurer la continuité du suivi des milieux dans le temps. Si ce n'est pas le cas, il est indispensable de préciser les

conditions d'utilisation des données antérieures. Cela reste à faire pour l'IQBG et l'IBG.

Par ailleurs, compte tenu des besoins et des moyens différents des utilisateurs, il serait souhaitable de s'orienter vers des méthodes utilisables à deux niveaux de complexité et de précision différentes. Ainsi, la prise en considération de la composante quantitative, intéressante voire nécessaire dans certains domaines d'application, pourrait s'intégrer à un indice qualitatif de base (type IBG par exemple) et se traduire par une formulation complémentaire optionnelle.

3.2.3. Signification et domaine d'application des méthodes

Des précisions sont souhaitables sur ces deux points. S'il est vrai que les limites d'une méthode sont difficiles à bien cerner lors de leur conception, il est facile après une ou deux années d'utilisation d'en bien délimiter leurs possibilités. Cela éviterait les utilisations et interprétations abusives trop souvent constatées.

Dans le même esprit, et compte tenu de l'élargissement de l'éventail des utilisateurs, un rappel de certaines règles de base d'échantillonnage (choix des périodes, fréquences, influence de l'hydrologie...) et d'interprétation des résultats (précision relative, reproductibilité, effets des différents types de perturbation...) serait utile.

3.2.4. La pollution toxique

Les indices biologiques actuels ne correspondent pas aux besoins des gestionnaires, de plus en plus préoccupés par ce problème, et qui souhaiteraient disposer d'indicateurs opérationnels de contamination toxique du milieu.

Il semble, conceptuellement, que ce problème ait des solutions. Des recherches devront être développées dans ce domaine.

III — APPLICATIONS CARTOGRAPHIQUES

1. LA NOTION D'INDICE DE QUALITÉ

La représentation cartographique des données est facilitée par l'utilisation d'indices de qualité, expression synthétique et abrégée d'une combinaison de paramètres qui permet de transformer les informations de base en une appréciation globale de qualité, identifiable par un figuré ou des couleurs.

Quels sont les critères d'un bon indice de qualité ? OTT (1978, in BERON *et al.*, 1982) en identifie 21 correspondant en quelque sorte à l'indice «idéal». Il serait vain toutefois de rechercher l'indice unique, répondant à tous les critères et couvrant toutes les préoccupations.

Aussi, est-on amené à distinguer plusieurs catégories d'indices selon les préoccupations, et donc les variables physico-chimiques et/ou biologiques introduites, qui lui confèrent sa signification. Parmi les principaux, on peut citer :

- les indices de qualité générale du système,
- les indices de qualité générale de l'eau,
- les indices spécifiques à un usage de l'eau ou de l'écosystème auxquels on devrait rajouter les indices d'état trophique, quelque peu délaissés, et dont le besoin se manifeste de plus en plus pour caractériser les systèmes léntiques.

Qu'il s'agisse donc des méthodes utilisées ou de l'expression indiciaire du résultat qui en découle, on devra s'interroger sur la finalité de l'étude et la signification des données face au problème posé.

2. EXEMPLES D'APPLICATIONS

2.1. La cartographie écologique

Des essais de cartes écologiques (dont l'hydrochimie et la biologie ne représentent qu'un des aspects) ont été réalisés sur le Haut-Rhône dans le cadre du PIREN (Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement) (ROUX *et al.*, 1982). Ils sont destinés à fournir, à terme, une aide à la gestion écologique de l'hydrosystème.

Ce type de travail, gourmand en moyens et non généralisable, répond, à un degré de finesse considérablement plus développé que dans les approches précédentes, au souci des gestionnaires de concilier équilibre naturel et satisfaction des besoins socio-économiques divers, et mérite donc d'être mentionné même si les modalités d'utilisation pratique des données demeurent encore floues.

2.2. Étude fine à l'échelle d'un bassin versant

— carte de qualité biologique des cours d'eau du bassin du Doubs.

Publiée en 1972 (VERNEAUX), c'est-à-dire au lancement de l'opération «Sauvetage du Doubs», elle porte sur 123 points d'étude jalonnant 392 kms de cours d'eau, prospectés suivant la méthode des «indices biotiques», et constitue aujourd'hui une référence intéressante permettant de juger de l'évolution de la situation suite aux investissements d'épuration réalisés.

— cartes ou profils de contamination métallique,

• de l'Oise, de la Seine, de la Marne par analyse des sédiments (BELAMIE *et al.*, 1983)

• de la Moselle par des mollusques bivalves (CORDEBAR *et al.*, 1983).

• de la Saône par les mousses (MOUVET, 1984).

Les résultats obtenus montrent la bonne cohérence entre les résultats et les principales sources de pollution connues, et font bien apparaître l'intérêt de ce type de méthode pour une approche globale de cartographie de la contamination des eaux superficielles par les métaux lourds au niveau d'un bassin versant.

— à l'étranger : carte de qualité des cours d'eau du bassin Wallon de la Meuse en Belgique (DESCY *et al.*, 1981), remarquable par la densité des points de mesures (200 points) et la méthodologie utilisée, combinant les analyses chimiques sur eaux et sur mousses (métaux) à deux indices biologiques utilisant les Diatomées, les Bryophytes.

2.3. Cartes départementales de qualité des cours d'eau

La politique des objectifs de qualité (Loi du 16 décembre 1964 et circulaire du 17 mars 1978) s'appuie sur l'établissement de cartes départementales d'état actuel des cours d'eau, suivies de propositions d'objectifs de qualité à un horizon d'une dizaine d'années, présentées sous la même forme cartographique.

Le classement des cours d'eau par niveaux de qualité s'effectue selon une grille de qualité générale (dite grille S.P.E. 1971) combinant des paramètres physico-chimiques et l'indice biotique, et complétée par les directives des communautés européennes relatives aux normes requises pour certains

usages : fabrication d'eau destinée à l'alimentation humaine, baignade et vie piscicole.

L'introduction de critères d'usages spécifiques de l'eau dans une grille de qualité générale est évidemment source de confusion. Par ailleurs, la liste relativement réduite des paramètres retenus et les limites de classes plus ou moins arbitraires attribuées à chacun d'eux rend cette grille critiquable et justifierait l'élaboration d'une grille mieux adaptée, tenant compte des acquisitions scientifiques récentes.

On peut évidemment discuter du bien fondé de la démarche consistant à évaluer un niveau global de dégradation à partir de données physico-chimiques. En effet, aussi longue que puisse être la liste des paramètres et aussi argumentées les concentrations de référence, l'appréciation de la qualité générale de l'eau, et à plus forte raison de son incidence au sein de l'écosystème, sera toujours incertaine.

Pourtant, l'utilisation de ces grilles, surtout si elle se cale sur des données biologiques permettant de mettre en évidence certaines incohérences, constitue un outil indispensable aux gestionnaires pour une approche opérationnelle des problèmes de pollution et la sensibilisation des parties concernées.

Elle suppose toutefois l'acquisition de données nombreuses et suffisamment représentatives de l'état des milieux.

3. LES RÉSEAUX DE MESURES

3.1. Inventaire National de la Pollution des Eaux (INP)

L'INP, légalement mis en place en 1971, procède par campagnes quinquennales sur environ 1.200 points du territoire métropolitain et par campagnes annuelles sur un nombre beaucoup plus limité de points dits «permanents» (environ 120). Il a une vocation de connaissance et de suivi.

L'accent est mis sur la physico-chimie de l'eau, complétée dans certains cas par des mesures sur sédiments (métaux) et poissons (pesticides), l'hydrobiologie n'intervenant que de façon accessoire.

Malgré son maillage insuffisant, ce réseau national, renforcé le cas échéant par les Agences de Bassin, a sans contexte apporté une contribution décisive à la connaissance de la qualité des eaux, mais de façon inégale selon les points fautes d'études préliminaires suffisantes.

Il apparaît en effet de plus en plus clairement que la démarche de type INP, basée essentiellement sur l'analyse d'eau, ne peut correctement s'appliquer qu'en des points «clefs», représentatifs d'un ensemble hydrographique ou d'un large secteur de pollution, et au niveau desquels on se donnera les moyens d'apprécier correctement la représentativité spatiale et temporelle de l'échantillonnage d'eau, la représentativité des paramètres suivis par rapport au spectre de pollution, et où la fréquence des analyses sera suffisante pour déboucher sur un diagnostic fiable et permettre un suivi correct de l'évolution dans le temps.

Ce renforcement de l'investigation sur le support aqueux n'est pas exclusif d'investigations analytiques complémentaires sur les divers compartiments de l'écosystème.

3.2. Réseaux allégés

Les multiples besoins de connaissance (ou de réactualisation) conduisent aujourd'hui à créer de nouveaux points d'observation, suivant un protocole allégé plus souple, mieux adapté aux sites étudiés, et faisant intervenir plus largement

les méthodes synthétiques.

Le «suivi allégé de bassin» (SAB) mis en place ces deux dernières années par l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse en collaboration avec les SRAE en est un exemple.

Il porte sur environ 80 points de mesure, intéressant en général des cours d'eau de moyenne importance, et sélectionnés de façon à couvrir au mieux les besoins des services concernés de l'Administration et de l'Agence en fonction de leurs préoccupations en matière de protection du milieu et d'épuration.

L'objectif prioritaire est de préciser la qualité des cours d'eau au niveau des secteurs appelés à évoluer par suite d'aménagements nouveaux, faits ou à faire, afin d'en apprécier leur véritable efficacité et, le cas échéant, de faire apparaître les besoins complémentaires. Ces données, comme celles de l'INP, sont publiques.

L'observation de base porte sur deux années consécutives, ce qui permet de mieux tamponner les particularités météorologiques ou hydrologiques. Elle est ensuite interrompue jusqu'à ce que les équipements susceptibles d'avoir fait évoluer la situation soient entrés en service.

La totalité de l'étude est confiée aux SRAE qui assurent donc en relation étroite et continue avec l'Agence, toute la chaîne des prestations depuis la reconnaissance de terrain, en passant par l'échantillonnage, l'analyse, et l'interprétation des résultats et leurs relations avec les données connues de rejets. Ce regroupement est garant de la cohérence de l'ensemble et de l'intermédiation des opérateurs de terrain (poste-clé dans les études de milieu naturel) à l'exploitation des données et à l'élaboration des conclusions.

L'analyse hydrobiologique représente une pièce essentielle de l'étude. Elle s'effectue, dans toute la mesure du possible, par référence à un point amont peu ou non perturbé, et s'appuie sur le protocole IQBG (et prochainement peut-être IBG) qui correspond sur la grande majorité des cours d'eau étudiés, à un inventaire relativement complet de la faune. Un repérage précis des habitats prospectés est effectué en vue de faciliter la comparaison lors des études ultérieures.

Deux campagnes annuelles sont effectuées, l'une en période de variabilité maximale de la faune (printemps, en général), l'autre en période la plus critique sur le plan de la pollution.

Une attention toute particulière est apportée aux conditions hydrologiques de la période précédant le prélèvement, afin d'éviter d'éventuelles perturbations.

Les analyses physico-chimiques sur eau, (avec mesures simultanées des débits) sont limitées aux paramètres les plus caractéristiques de la pollution étudiée. Elles sont concentrées sur la période critique (étiage ou pointe de rejet) et complétées, le cas échéant, par une étude sur 24 heures si possible concomitante avec les bilans de rejets effectués par ailleurs, et si nécessaire par quelques analyses sur des points amont afin de préciser l'origine des pollutions. S'il est vrai en effet qu'un prélèvement instantané isolé n'a que peu d'intérêt, il se valorise s'il est effectué en même temps et dans les mêmes conditions qu'un autre point bien connu, situé à proximité. Deux ou trois séries d'analyses sur des points satellites d'un point de base bien suivi, peuvent à faible coût, améliorer considérablement la connaissance d'un secteur.

Les métaux sont analysés sur sédiments (avec systématiquement un point de référence amont) et seront simultanément mesurés sur mousses en 1984 dans les mêmes conditions afin de comparer les deux méthodes. Au vu des résultats encourageants déjà acquis en 1983, l'analyse sur mousses pourrait être étendue à quelques micropolluants organiques.

Ainsi conçu, ce réseau allégé contribue pour un coûtrai-

sonnable, à une meilleure connaissance des cours d'eau et de leur évolution, et à l'affinement ou à la réactualisation des cartes départementales de qualité (SRAE R.A. 1983).

CONCLUSION

La connaissance de l'état de dégradation des milieux aquatiques, de la part de responsabilité de la pollution de l'eau, et plus finement des différentes formes de cette pollution, n'est pas sans poser de problèmes.

Analyses physico-chimiques et méthodes biologiques se conjuguent pour permettre le meilleur diagnostic, à condition de bien distinguer la signification différente des deux approches.

Dans tous les cas, il convient d'être attentif aux possibilités et limites de chaque méthode, face aux problèmes posés, en essayant de trouver le plus juste équilibre entre besoins, moyens et coût, et ceci, quelles que soient les possibilités financières prétendues du Maître d'Ouvrage, le véritable payeur étant toujours, en fin de compte, le contribuable, l'utilisateur ou l'acheteur.

Cette optimisation des choix n'est pas chose aisée dans l'état de nos connaissances des relations entre les causes de perturbation et les effets résultant sur l'écosystème.

La communauté scientifique doit toutefois bien prendre conscience des besoins concrets des gestionnaires dans leur tâche quotidienne, et, parallèlement à des objectifs plus ambitieux à long terme, accepter provisoirement certaines approximations dans la mise au point des méthodes d'études, dès l'instant où elles peuvent aider et valoriser l'action des responsables chargés de la protection du milieu naturel.

BIBLIOGRAPHIE

- BELAMIE (R.), ROFES (G.), MONTIEL (A.), HERVÉ (M.), 1983 — La mémoire d'un sédiment fluvial ou les stigmates de la pollution métallique. In *Actes Congrès Nat. Assoc. Fr. Limnol. Orléans 1981*, pp. 174-181.
- BERON (P.), VALIQUETTE (L.), PATRY (G.), BRIÈRE (F.), 1982 — Indices de qualité des eaux. *Tribune du CEBEDEAU N° 467*, pp. 385-391.
- CORDEBAR (P.), LEGLIZE (L.), 1983 — La contamination métallique de la Moselle. Approche écotoxicologique de son impact sur la faune malacologique. In *Actes Congrès Nat. Assoc. Fr. Limnol. Orléans 1981*, pp. 38-43.
- DESCY (J.P.), EMPAIN (A.), LAMBINON (J.), 1981 — La qualité des eaux courantes en Wallonie. Bassin de la Meuse, Secrét. d'Etat à l'Environ., à l'Aménag. du Territ. et à l'Eau pour la Wallonie, 18 p.
- LASCOMBE (C.), 1979 — Les indices biologiques : leur saisie, leur exploitation. L'eau, la recherche et l'environnement, Journées de Limoges. Ed. SEPIC, Paris, pp. 7-18.
- LASCOMBE (C.), MOUVET (C.), PATTEE (E.), VERREL (J.L.), 1983 — Les micropolluants dans les divers compartiments de l'écosystème des eaux douces : utilisation des niveaux de contamination comme indicateurs de qualité. L'eau, la Recherche et l'Environnement, Journées de Lille. Ed. SEPIC, Paris (sous-presses).
- MOUVET (C.), 1984 — Étude par la méthode des mousses aquatiques de pollutions métalliques multiformes (Saône, Cance, Deume) et de micropollution organique chlorée (Durance). Rapport à l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse. 75 p.

- ROUX (AL.) (Ouvrage collectif publié sous la direction de), 1982. — Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux. Étude d'un hydrosystème : le Haut-Rhône Français, Éd. CNRS LYON, 116 p.
- SRAE RHÔNE-ALPES, 1983. — Suivi Allégé de Bassin Rhône-Alpes. Année 1982. Rapport à l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 204 p. ± annexes.
- TUFFERY (G.), VERNEAUX (J.), 1967. — Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Ann. Sci. Univ. Besançon, Biol. Anim.*, 3 : 79-90.
- VERNEAUX (J.), 1972. — Qualité biologique des cours d'eau du Bassin du Doubs. Indices biotiques et carte de pollutions. Banque Popul. de F. Comté.
- VERNEAUX (J.), FAESSEL (B.), MALESIEUX (G.), 1976. — Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. Trav. Lab. Hydrobiol. Univ. Besançon. Rapport interne diffusé aux Services d'Application : 14 p.
- VERNEAUX (J.), 1981. — Réflexions sur l'appréciation de la qualité des eaux courantes à l'aide de méthodes biologiques. L'eau, la recherche et l'environnement, Journées de Paris. *Coll. Recherche et Environnement* n° 17 : 265-276.
- VERNEAUX (J.) et coll., 1982. — Expression biologique pratique de l'aptitude des cours d'eau au développement de la faune benthique. Un coefficient d'aptitude biogène : le Cb_2 . Protocole expérimental, Trav., Lab., Hydrobiol., Univ. Besançon, rapport diffusé aux Services d'Application, 19 p.
- VERNEAUX (J.), 1983. — Une nouvelle méthode pratique d'estimation de la qualité générale des cours d'eau. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). Trav. Lab. Hydrobiol. Univ. Besançon. Rapport 18 p.

MÉTHODES BIOLOGIQUES ET PROBLÈMES DE LA DÉTERMINATION DES QUALITÉS DES EAUX COURANTES

par J. VERNEAUX

Laboratoire d'Hydrobiologie, Université de Franche-Comté
Institut des Sciences Naturelles, Place Leclerc — 25030 BESANÇON

MOTS-CLÉS : Qualités des eaux courantes, Analyses biologiques, Méthodes pratiques

KEY-WORDS : Running waters qualities, biological assessment, standard methods

RÉSUMÉ

Après un rappel des difficultés inhérentes à l'étude des eaux courantes, les principaux types d'analyses biologiques sont examinés dans le but d'en distinguer les fondements, les particularités et les domaines d'application. Une distinction est établie entre les analyses biocénotiques comparées et les méthodes d'appréciation de niveaux de qualité. Les confusions, les ambiguïtés relevées conduisent à préconiser une meilleure définition des spécificités des méthodes qui apparaissent comme plus complémentaires que compétitives.

SUMMARY

Biological assessment of running waters qualities

After a recalling of the difficulties which occur in running-waters studies, different biological methods are looked for this purpose to put out their grounds, characteristics and fields of availability.

Methods for the assessment of quality levels are distinguished from the various proceedings of biocenotical analysis.

The confusions and unreliabilities which are noted, led to require more precise indications upon the specificities of the different methods which appear more complementary than competitive.

1 PRINCIPES GÉNÉRAUX

L'appréciation des qualités des milieux aquatiques à l'aide des méthodes biologiques est fondée sur l'application du principe général de causalité à la dynamique des communautés en accordant une influence prépondérante aux facteurs écologiques. Les caractéristiques des milieux sont déduites de la composition des peuplements qu'ils hébergent considérés comme expression synthétique des complexes paramétriques.

Les altérations du milieu provoquent des modifications plus ou moins rapides et accentuées de l'édifice biologique, des Protistes aux Poissons (schémas de HYNES, 1960 — MACKENTHUN, 1969...) et la méthode idéale, et irréalisable, reposerait sur un bilan quantitatif de toutes les espèces de l'édifice biologique qui serait suivi d'une analyse mathématique adéquate débouchant sur une expression numérique simple. Ainsi DICKMAN (1968) considère comme une démarche primordiale la recherche d'«indices de diversité» ou d'«autres «paramètres des communautés» susceptibles d'exprimer les «changements des abondances relatives de tous les niveaux trophiques». L'idée est séduisante si l'on songe à d'autres unités d'analyse que l'espèce et à d'autres formes d'expression des caractéristiques des communautés complexes.

La méthodologie d'appréciation de l'«état de santé» selon GOODNIGHT, (1973) d'un cours d'eau est constituée des diverses formes d'expression de la nature, de l'amplitude et de la signification écologique des modifications biocénologiques.

Tous les organismes ont été pris en compte, selon les spécialités et les options prises par les auteurs et deux voies principales d'approche ont été empruntées : l'une repose sur l'existence d'espèces indicatrices de conditions biologiques déterminées, l'autre sur l'analyse comparée des biocénoses.

En méthodologie d'application les auteurs ont proposé diverses combinaisons de ces deux approches.

2 AMBIGUITÉS ET DIFFICULTÉS ESSENTIELLES

2.1. Complexité du déterminisme

Le peuplement d'un site est sous la dépendance d'un ensemble de conditions naturelles et provoquées dont il convient d'apprécier les influences respectives dans la composition des communautés.

L'état général du milieu résulte de la qualité de l'eau, de celle des sédiments et de la structure des mosaïques d'habitats.

La pollution (souillure) de l'eau constitue elle-même un sous-ensemble, souvent très complexe (composés assimilables, toxiques, diversement inhibiteurs, phénomènes de synergie...) de l'ensemble des facteurs de dégradation ; un recalibrage du lit mineur, l'édification d'un barrage ou une exploitation des granulats, déterminent au même titre que des rejets polluants, des perturbations biocénologiques.

Nécessité apparaît donc de distinguer l'appréciation :

- de l'aptitude biogène d'un site (toutes causes confondues),
- du niveau général de dégradation,
- de la qualité de l'eau.

Les méthodes proposées ne précisent pas toujours nettement leur adaptation à l'un ou à l'autre de ces objectifs et l'ambiguïté demeure, au niveau de l'interprétation des résultats, quant à la signification des indices proposés ou plus généralement des différences ou particularités biologiques mises en évidence.

2.2. Diversité des milieux d'eau courante — Relativité des critères de qualité

Certains auteurs comme MACAN (1961) ou HYNES (1961) ont considéré la diversité des milieux aquatiques comme un obstacle majeur à l'élaboration d'une classification des eaux courantes ; la même réserve peut être effectuée quant à la possibilité d'établir des critères biologiques susceptibles d'application générale, en particulier aux divers types de cours d'eau d'une aire biogéographique donnée.

Deux options se présentent : soit établir des méthodes comparatives par type écologique, soit concevoir des méthodes d'application générale tenant compte des distributions fondamentales. Dans le premier cas, on se heurte au problème des limites de définition des types, fut-ce même le long d'un seul cours d'eau où ils ne sont pas nécessairement ordonnés ; dans la seconde approche, il peut être tenté :

- soit d'échapper à la diversité typologique par le choix d'indicateurs susceptibles de se développer, dans certaines conditions, dans les divers types de systèmes potamiques (parmi les Bactéries, les Champignons, les Protozoaires, les Algues, les Oligochètes, les Chironomides...)

- soit d'intégrer préalablement les distributions typologiques dans l'établissement du protocole méthodologique ; cette difficulté s'estompe lorsque le choix se porte sur des unités taxonomiques supraspécifiques (genres, familles, ordres...) le risque étant alors de perdre en précision et sensibilité ce que l'on aura gagné en applicabilité.

En ce qui concerne les cours d'eau (sources et estuaires exclus) on est conduit à s'appuyer sur les principales articulations d'un réseau d'eau courante, proposées dans l'espace géographique («zonations») par HUET, (1949) puis ILLIES et BOTOSANEANU (1963) ou dans l'espace abstrait d'une analyse factorielle (VERNEAUX, 1976) dans lequel l'écosystème «eau courante» se présente comme une succession de groupements écologiques d'espèces.

Les trois schémas sont concordants et permettent de concrétiser la relativité typologique des objectifs et critères de qualité ainsi que celle des affinités et des exigences écologiques des taxons.

Toute tentative de hiérarchisation des sensibilités des taxons aux dégradations du milieu contient le risque d'une confusion entre distribution typologique fondamentale et polluosensibilité (WINKLER, 1964) étant donné l'existence d'une correspondance générale entre *preferendum* écologique et degré d'euryécie (tolérance) présentant de nombreuses exceptions (BERTHELEMY, 1966, VERNEAUX, 1973, COSTE, 1978, MOUTHON, 1980).

Les risques de confusion peuvent cependant être limités d'une part en choisissant la famille comme unité d'analyse, d'autre part en tenant compte de la position typologique des taxons dans l'établissement d'une hiérarchie des tolérances relatives ; le classement des indicateurs s'éloigne alors de leur

distribution longitudinale, les indices de sensibilité étant établis relativement aux différents niveaux de la succession des espèces (VERNEAUX, 1981).

3. ANALYSES BIOLOGIQUES

L'analyse bibliographique met en relief le contraste existant entre le grand nombre d'analyses biologiques pratiquées, dont la variété justifie cette remarque de BARTSCH et INGRAM (1966) observant qu'il y avait «autant de méthodes que de biologistes travaillant sur le sujet» et le faible nombre des propositions comprenant un protocole complet, précis et normalisé, permettant une application à partir d'un standard élaboré pour autrui.

3.1. Biocénologie comparée

Cet ensemble comprend les nombreux travaux relatifs à l'analyse comparative de répertoires taxonomiques représentatifs de stations jalonnant un cours d'eau ou encadrant des accidents écologiques particuliers (agglomérations, rejets, barrages, centrales thermiques, secteurs recalibrés...). On note, selon la spécialisation des auteurs, la variété des organismes considérés, des protocoles d'échantillonnage, des unités taxonomiques retenues et des procédés d'analyse des données.

Dans une récente étude sur un affluent du Lot, victime d'une pollution composite (organique et toxique), GIANI (1983) ayant étudié les variations longitudinales de l'ensemble du macrobenthos animal à partir de taxons hétérogènes (espèces, genres, tribus, familles, ordres) remarque que la prise en compte des Oligochètes n'ajoute, en l'occurrence, pas d'informations à l'analyse globale et se propose, à la suite de BRINKHUST, 1965, GROSS, 1976 et LAFONT 1977, de préciser les significations écologiques particulières de cette classe considérée globalement comme saprophile. Il pose le problème, maintes fois soulevé (HYNES, 1960, BOURNAUD et KECK, 1980, THOMAS, 1981...) du choix que l'on est conduit à faire, entre une analyse globale simplifiée et une analyse biocénologique approfondie portant sur un seul groupe dont on détermine toutes les espèces. Existe-t-il un groupe susceptible de présenter une information aussi complète, qu'un ensemble comme le périphyton ou le macrobenthos à défaut de la prise en compte de l'édifice complet ?

3.1.1. Organismes pris en compte

Dans le domaine des eaux courantes, conformément à leur métabolisme général, les diagnostics sont essentiellement fondés sur l'analyse des peuplements benthiques et la majorité des travaux s'appuie sur l'examen des communautés d'invertébrés macroscopiques comprenant, en France, environ 150 familles, 700 genres et 2.200 espèces répertoriées (in ILLIES *et al.*, 1978). Un certain nombre de recherches porte sur la microflore benthique et périphytique, plus particulièrement sur les Diatomées (réf. bibio. in COSTE 1978), les Rotifères (POURRIOT *et al.*, 1972 ; BUIKEMA *et al.*, 1974 ; POURRIOT, 1976) ou le microbios constituant «l'Aufwuchs» des auteurs allemands (réf. bibio. in RIEDEL-LORJE, 1981 —CAPBLANCO et CASSAN, 1979).

Le plancton est parfois utilisé pour l'étude des systèmes à écoulement lent (ANGELL, 1972-1976) ou modifiés par l'implantation de barrages (CAPBLANCO et DAUTA, 1978).

Les fluctuations temporelles des populations à cycle court, l'incertitude de leurs origines et le fait que les données se rapportent à un volume d'eau en transit compromettent la signification du plancton relativement à la qualité des sites d'eau courante ; en revanche l'étude dynamique du métabo-

lisme planctonique peut fournir d'utiles indications sur les caractéristiques de l'eau et les processus d'autoépuration. Cet aspect (LEFEVRE, 1943 - 1950 — VILLEGAS et DE GINER, 1973, GOLOWIN, 1971, CABLANCO et DAUTA (*op. cit.*) ne peut être négligé, compte tenu de l'évolution actuelle de nos grands cours d'eau et rivières lentes victimes d'une surcharge en nutriments et de modifications développant un métabolisme de pleine-eau (dans le Doubs, par exemple, le phénomène s'est manifesté nettement vers le milieu des années 60). Quelques auteurs utilisent les Hydrophytes (SEDDON, 1972 — EMPAIN, 1973 - 1977) mais la faible variété spécifique et le rôle déterminant de facteurs locaux (éclairage, hauteur d'eau, vitesses d'écoulement...) limitent les possibilités d'utilisation. En revanche tous les auteurs mentionnent leur importance en tant que supports de faune.

Les Poissons peuvent être également utilisés pour apprécier un niveau général de dégradation essentiellement lorsque l'on peut comparer la faune en place à des associations témoins, ou à défaut, à des groupements potentiels d'espèces, établis pour une aire biogéographique donnée (VERNEAUX, 1981). Le faible nombre d'espèces limite toutefois le domaine d'utilisation de cette approche qui, par ailleurs très synthétique, permet une appréciation rapide, et fiable, de l'évolution générale d'un site donné dans le temps ou de l'impact de rejets ou modifications affectant un secteur de cours d'eau.

3.1.2. Échantillonnage

Les différences techniques utilisées et les problèmes soulevés sont pour la plupart exposés dans les ouvrages de WELCH (1948), MACAN (1958), CUMMINS (1962), SLADECKOVA (1962), WETZEL (1965), SCHWOERBEL (1970), EDMONSON et WINBERG (1971). Une classification des modalités de prélèvement du macrobenthos a été effectuée par ELLIOTT et TULLET (1978) dans une revue bibliographique détaillée et l'approche mathématique des problèmes d'échantillonnage est exposée dans les ouvrages de LAMOTTE et BOURLIÈRE (1971) et ELLIOTT (1971).

La diversité des techniques utilisées en biocoenotique, nécessitant l'obtention de données quantitatives représentatives des peuplements, souligne le fait que chaque spécialiste conçoit des modalités d'investigation et de formulation des données en fonction d'éléments de base liés :

- aux particularités biologiques et écologiques du groupe d'organismes considéré,

- aux caractéristiques des biotopes prospectés,

- à l'échelle de travail,

- à l'objectif poursuivi.

Lorsqu'il s'agit de proposer une version reproductible, le problème de la définition d'un protocole d'échantillonnage convenable et précis se pose avec acuité puisque tous les autres éléments constitutifs de la méthode en dépendent.

La confrontation des techniques d'échantillonnage du macrobenthos, utilisées conjointement au cours des séminaires organisés par la Commission des Communautés Européennes sur les indices biologiques, a mis en évidence l'efficacité très nettement supérieure d'un protocole d'échantillonnage différentiel, dans lequel le nombre de relevés et les catégories d'habitats sont prédéterminés (VERNEAUX *et coll.*, 1982), par rapport aux autres techniques dans lesquelles les types d'habitats ne sont pas définis ou qui se limitent à une prospection libre pendant un laps de temps donné (MOUTHON et FAESSEL, 1978).

On relève trois modalités générales de prélèvement :

- en pleine eau : plancton, organismes en dérive («drift»),

- sur les supports en place : périphyton («Aufwuchs»

- macrobenthos,

- sur des supports ou substrats artificiels : périphyton-macrothenthos.

L'objectif commun étant l'obtention d'un échantillon représentatif du peuplement d'une aire donnée, les difficultés rencontrées sont de même nature : elles ont été mentionnées par ELLIOTT et DECAMPS (1973, dimension, nombre, fréquence, localisation des relevés). Fréquence et répartition des relevés dans l'espace et le temps sont sous la dépendance des fluctuations des composantes hydrodynamiques et des caractéristiques biologiques et éthologiques des organismes considérés (cycles vitaux, changements d'habitats...).

À ces questions de fond s'ajoutent les problèmes pratiques posés par les caractéristiques des appareils : sélectivité et efficacité

En ce qui concerne le macrobenthos on peut estimer que l'on dispose de méthodes d'échantillonnage efficaces pour les cours d'eau de faible et moyenne importance mais que la prospection des voies navigables, des canaux, des systèmes modifiés (ELLIOTT *et al.*, 1980) demeure problématique.

Le recours à la mise en place de substrats artificiels, dont le nombre et la composition restent à définir, paraît indiqué (réf. biblio. in KHALAF, 1975, VERNEAUX *et al.*, 1976 — FURSE *et al.*, 1981...).

L'étroite relation de la colonisation des substrats avec les phénomènes de dérive («drift», biblio. in PEGAZ-MAUCET, 1980 — CELLOT, 1982, BOURNAUD *et al.*, 1983) conduit à suggérer une distinction entre la durée d'immersion correspondant à l'atteinte d'une première phase de stabilité (de une à deux semaines selon les auteurs) et celle, sans doute plus longue, nécessaire à l'obtention d'un peuplement représentatif de la qualité de l'eau (exposition suffisante aux diverses perturbations affectant le site).

À partir d'un substrat standard dont les caractéristiques demeurent à définir, il est concevable de rechercher, dans des conditions similaires d'habitat, une méthode d'appréciation de la qualité potentielle d'un site, essentiellement dépendante de la qualité de l'eau.

Au terme d'une étude comparative GIRTON et HAWKES (*in* I.S.O. n° 13) conseillent de prospecter directement les substrats du faciès lotique («riffles») à l'aide d'un filet échantillonneur et les zones à eau calme («pools») par la mise en place de substrats artificiels («Standard Aufwuchs Unit») immergés durant quatre semaines. Ce protocole combinant deux séries d'informations, l'une se rapportant à l'aptitude globale du site, l'autre à la qualité de l'eau, introduit une confusion ; il paraît souhaitable de distinguer les méthodes fournissant des informations de nature différente et d'en confronter les résultats (comparaison I.B.G. et I.B.P. in VERNEAUX *et al.*, *op. cit.*).

3.1.3. Analyse des données

3.1.3.1. Confrontation informelle

Les conclusions sont tirées de la confrontation directe des répertoires faunistiques relatifs à des stations jalonnant un parcours ou encadrant des accidents écologiques. L'information est optimale lorsque les organismes sont déterminés à l'espèce et les abondances exprimées en nombre d'individus par unité de surface ou de volume.

Les observations sont particulièrement intéressantes lorsqu'elles permettent de préciser l'évolution des biocénoses dans le temps ; à titre d'exemple on peut citer les relevés effectués successivement sur l'Isère par PIRAUD, 1909, CHOUTEAU, 1968, VAILLANT, 1969, VAILLANT *et al.* 1971, WASSON, 1975.

Il n'est pas fait appel à un procédé d'analyse particulier et

la valeur des conclusions dépend de la précision des relevés et des connaissances biologiques et écologiques des opérateurs ; des procédés graphiques ou des formules simples comme le déficit d'espèces («Artenfehlbetrag», KOTHE, 1962), permettent de visualiser globalement ou groupe par groupe, les changements affectant les biocénoses.

Le grand mérite de tels relevés est de fournir une image, la plus complète possible, du peuplement d'un site à une époque donnée, susceptible de servir de référence aux études ultérieures ; il s'agit de la démarche électorale des études d'impact.

3.1.3.2. Indices de diversité et de régularité

À partir des paramètres de base de l'étude des peuplements que constituent la variété (ou richesse) taxonomique et la densité (ou abondance des individus), les auteurs ont proposé de nombreux indices de diversité et mesures de la régularité («evenness») des distributions taxonomiques (LLOYD et GHELLARDI, 1964, «equitability» — PATTEN, 1962, HURLBERT, 1971, «redondance...») en s'appuyant sur des diversités extrêmes (maximales ou théoriques) observées ou théoriques.

Ces techniques sont exposées et commentées dans les ouvrages de MARGALEF, 1974 — PIELOU, 1975 — LEGENDRE et LEGENDRE, 1979.

PEET (1974) observe que l'on peut créer un nombre indéfini d'indices selon le poids que l'on donne aux diverses caractéristiques d'un relevé (espèces fréquentes, espèces rares, abondances extrêmes ou moyennes etc...) ; considérant que chaque indice fournit une information propre, il convient, en chaque cas, de choisir la formule la mieux adaptée à la mesure du phénomène que l'on souhaite mettre en évidence. Il semble que ce soient les indices issus de la formule d'entropie de SAHNNON (1948), non associés à un type de distribution, qui aient été les plus utilisés, notamment par les auteurs américains.

De nombreux travaux permettent de comparer les résultats obtenus à l'aide de différents indices, soit entre eux, soit avec d'autres méthodes d'analyse biologique, soit encore avec des analyses physico-chimiques (WILHM, 1967 — ARCHIBALD, 1972 — OLIVE et DAMBACH, 1973 — COSTE, 1978 — PEET, 1974 — BROWN, 1973 — HENDRICKS *et al.*, 1974 — BOURNAUD et KECK, 1980 — VIAUD et LAVANDIER, 1981 — GIANI, 1983...) ; les observations concourent à mentionner :

- la concordance approximative des grandes variations indicelles ainsi que de notables divergences dans les sensibilités particulières des différents indices dont l'adéquation dépend de la nature des organismes considérés, du protocole d'échantillonnage, de l'espace prospecté ainsi que du but recherché,

- le caractère très synthétique de cette information qui ne traduit pas nécessairement les particularités des structures,

- l'absence de corrélation préférentielle entre les divers indices et l'un ou l'autre des facteurs endogènes ou exogènes susceptibles de modifier les structures.

BLOESCH (1980) note que les variations de plusieurs indices de diversité le long de l'Aare et du Rhin ne concordent guère avec celles de divers indices biologiques ; des observations de même nature conduisent KIEHM *et al.* (1982) à proposer un indice de fluctuation autour d'un état de référence (état stationnaire) qui paraît mieux corrélé avec la qualité de l'eau. MARGALEF *et al.* (1970) et surtout HURLBERT (1971, «nonconcept») ont souligné les difficultés que présente l'interprétation écologique de la notion de diversité dont l'application à des milieux hétérogènes et des biocénoses complexes demeure problématique.

Les auteurs s'accordent cependant sur l'utilité des indices

de diversité et des mesures de régularité dans la mise en évidence de différences parfois ténues, dans les structures dont il reste ensuite à rechercher les causes parmi lesquelles figurent, sans évoquer les relations internes, la qualité de l'eau et des sédiments ainsi que la composition des mosaïques d'habitats.

3.1.3.3. Structure des peuplements — Distributions variété-abondance

Les réserves précédentes conduisent certains auteurs à conserver l'information contenue dans les histogrammes de distribution variété-densité, rang-abondance relative ou rang-fréquence (FRONTIER, 1976) ; l'interprétation de ces structures est parfois effectuée par rapport à des modèles mathématiques (*in* DAGET, 1976 ; FRONTIER, 1977 ; AMANIEU *et al.*, 1981).

Ayant appliqué le modèle log-normal de PRESTON (1948) à l'analyse des peuplements de Diatomées benthiques, PATRICK *et al.* (1954) proposent de retenir l'aplatissement de la courbe de Gauss, fonction du nombre d'espèces et de l'écart-type, comme indicateur de la qualité de l'eau.

En dehors du fait que certaines distributions sont susceptibles de convenir à diverses courbes, l'examen de nombreux relevés montre que selon les taxons considérés, l'échantillonnage et les types de milieux on obtient des structures très variées qui se prêtent à l'ajustement des fonctions les plus diverses (binomiales, positives et négatives, logarithmiques, exponentielles, linéaires...) lorsque ne se dessinent pas plusieurs pics.

Le problème reste posé du choix, mais convient-il d'en faire un ? dans un cadre méthodique bien défini, d'un modèle représentatif d'une structure de référence susceptible d'exprimer une qualité synthétique considérée comme optimale ou «normale».

À l'instar de BOURNAUD et KECK (1980), BOURNAUD *et al.* (1983) on peut accorder plus d'intérêt à la confrontation des graphes de distribution. Dans des conditions identiques d'échantillonnage, des grandes lignes interprétatives se dessinent ; elles permettent de distinguer des modalités de distribution associées à des types de perturbations lorsque ces dernières ne sont pas trop imbriquées : ces effets d'eutrophisation (*sensu stricto*), de pollution organique ou toxique dominante, de simplification des mosaïques d'habitats constituent autant d'hypothèses interprétatives AMANIEU *et al.* (*op. cit.*) soulignent d'ailleurs l'intérêt de l'analyse des modifications des structures (passage d'un type de distribution à un autre) dans l'interprétation des phénomènes écologiques, généralement vérifiée et précisée par l'examen des paramètres de base (variété et abondance des taxons) et surtout par celui de la nature de la faune.

3.2. Espèces indicatrices

Les diagnostics utilisant la présence d'espèces indicatrices sont fondées sur deux phénomènes qui se manifestent conjointement à l'aval d'un apport alloène de substances susceptibles d'assimilation selon les schémas classiques des processus d'autoépuration (HYNES, 1960) :

- développement des populations de certaines espèces présentant une affinité pour les composés introduits (mat. org. bruté, composés soufrés, ferrugineux, sels minéraux...),

- régression des populations d'autres espèces diversement résistantes aux modifications physico-chimiques de l'eau et des sédiments, induites par les apports alloènes.

Le relevé effectué sur le site est confronté à un répertoire où les espèces sont classées en fonction d'une caractéristique écologique particulière, toute la difficulté étant d'isoler l'action d'une composante donnée sur les espèces. En présence

de composés toxiques seul le second phénomène intervient mais en dehors de quelques tentatives effectuées *in situ* (CHOLNOKY, 1968, pollutions acides — BESCH *et al.*, 1972, métaux lourds...) les recherches sont réalisées par voie expérimentale et relèvent de la Toxicologie.

3.2.1. Degré de saprotrophie et étude des pollutions organiques

La méthodologie la plus développée, essentiellement en Allemagne, mais également aux U.S.A. (PALMER, 1969) s'applique aux apports organiques, les critères utilisés étant la saprophilie et la tolérance à la dégradation de la qualité chimique de l'eau. À partir des données initiales de COHN (1853) puis KOLKOWITZ et MARSSON, (1908-1909), de nombreux auteurs ont progressivement édifié le système des «zones de saprobies» (in LIEBMANN, 1962 — SLADECEK, 1973) dont il existe de nombreuses variantes et méthodes dérivées (in COSTE, 1978).

Chaque espèce indicatrice est affectée d'un coefficient de saprophilie, ou de tolérance (valeur saprobiale) et des formules simples (bilans ou moyennes) permettant d'établir l'«indice saprobie» et le classement de l'échantillon dans l'une des catégories de saprobies dont le nombre varie selon les auteurs (PANTLE et BUCK, 1955 — ZELINKA et MARVAN, 1961).

Parmi les nombreuses critiques formulées, SLADECEK (*op. cit.*) en a relevé trente trois, on peut retenir essentiellement l'inadéquation de la méthode à l'appréciation de l'état général d'un site ou même de l'eau, distinction devant être faite entre sensibilité écologique générale et saprophilie ; la confusion est d'autant plus conséquente que les organismes sont situés plus haut dans la classification évolutive et que les pollutions strictement organiques deviennent exceptionnelles.

Les inégales affinités des espèces pour la matière organique et les tolérances à la dégradation de la qualité chimique de l'eau sont cependant susceptibles de fournir des mesures fiables des pollutions organiques (SRAMEK-HUSEK, 1958 ; FJERDINGSTAD, 1964 ; DRESSER et VEN DER MARK, 1976, ANGELI, 1976, REIDEL-LORJE, 1981...

L'une des plus anciennes approches en la matière souffre sans doute de l'évolution moderne des contaminations et de la nécessité de déterminer les espèces appartenant à des groupes taxonomiques difficiles («too much time, too many people, too much money») mais surtout, semble-t-il, d'un manque de clarté dans la définition de sa signification écologique. Il apparaît cependant que les micro-organismes peuvent fournir une gamme suffisante d'espèces indicatrices susceptibles de se développer, en des conditions trophiques différenciables, dans tous les types de milieux d'eau courante. Une révision de la classification générale présentée par SLADECEK (1973) est sans doute à effectuer compte-tenu des nombreuses observations formulées sur la validité des valences saprobiales proposées (VERNEAUX, 1973 ; COSTE, 1978 ; POURRIOT, 1976...) :

3.2.2. Polluorésistance et estimation de la qualité générale de l'eau

Les approches effectuées par COSTE (1978) et DESCY (1979) sont voisines : des analyses de la distribution des Diatomées dans des milieux non ou peu pollués précèdent un classement des espèces selon leur tolérance à la dégradation de la qualité de l'eau, quelle que soit la nature des contaminations.

L'indice diatomique (0-5 ou 0-10) est établi, soit à l'aide d'une formule simple tenant compte de l'abondance relative des espèces et de leur polluorésistance (DESCY *op. cit.*) soit directement à l'aide d'un tableau de valeurs indicelles correspondant aux diverses combinaisons de groupes et sous-groupes d'espèces indicatrices de la qualité générale de l'eau (COSTE *op. cit.*).

Le protocole prévoit la prospection des substrats en place et il serait sans doute préférable, afin de préciser l'échantillonnage et d'accentuer la spécificité de la méthode, de recourir à la mise en place de supports artificiels. Par ailleurs les auteurs précisent que des études complémentaires sont nécessaires à l'élaboration d'un répertoire spécifique d'appliquabilité plus générale ; toutefois les espèces indicatrices, peu nombreuses, ont été, comme le préconise POURRIOT (1976) pour les Rotifères, sélectionnées en fonction de leur appartenance typologique, leur constance et leur fidélité.

Cette méthode jette un pont entre les estimations fondées sur la présence d'espèces indicatrices et celles qui se réfèrent à des analyses simplifiées des communautés.

3.3. Analyses simplifiées des communautés benthiques et appréciation de la qualité générale des cours d'eau (indices biotiques)

Les indices biotiques fondés sur des analyses simplifiées du macro-benthos ont été conçus pour permettre à de nombreux opérateurs, non spécialistes de groupes taxonomiques et bénéficiant d'une brève formation, d'effectuer un bilan, de dresser une carte à grande échelle, de l'état général des réseaux hydrographiques nationaux (travaux du «Trent River Board», WOODIWISS, 1964 — Inventaire national de la qualité des eaux superficielles, travaux des Services Régionaux de l'Aménagement des Eaux, VERNEAUX et TUFFERY, 1967).

Un tableau de notation donne directement l'indice de la station (0-10) en fonction de la nature et de la variété de la faune relative à un échantillon benthique constitué de 3 prélèvements de 1/10 m², en eau courante (faciès lotique) et de 3 prélèvements en eau calme (faciès lentique).

Le choix des taxons indicateurs, le classement des groupes et les classes de variété ont été effectués empiriquement, comme dans les «score systems» ou dans celui des Saprobies.

La simplicité de cette méthode, encore largement appliquée en Europe, parfois sous des formes adaptées aux particularités des réseaux, s'accompagne d'une faible sensibilité. D'autre part la classe indicelle maximale (Ib = 9 ± 1) ne représente pas une qualité optimale de référence mais l'indication de l'absence de dégradation marquée ; de ce fait, l'indice ne constitue pas une note d'aptitude.

Des tentatives pour améliorer sensibilité et précision (I.Q.B.G., VERNEAUX *et al.*, 1976) ont permis de constater que ces objectifs pouvaient être atteints pour des cours d'eau de pré-montagne, du type jurassien, mais que d'autres défauts se trouvaient alors renforcés : sous-estimation de la qualité relative des systèmes à faible pente ou plus chauds naturellement ; moins propices au développement d'organismes comme les Plécoptères ou les Heptageniidae. Ces essais ont toutefois contribué à la définition d'un protocole d'échantillonnage plus précis.

Parallèlement CHANDLER (1970) proposait une méthode voisine où un score (0-100) était établi à l'aide d'un tableau des combinaisons entre nature et abondance de la faune (5 classes estimées), la détermination étant spécifique dans la plupart des groupes indicateurs.

Dans les approches pratiques qui suivent, la famille constitue l'unité de base et le critère d'abondance est abandonné (ARMITAGE *et al.*, 1983) ; les familles sont réparties en neuf catégories dans l'ordre des tolérances décroissantes et l'indice de la station correspond à la somme («B.M.W.F. score») ou à la moyenne («A.S.P.T. score») des indices unitaires.

Des essais de même nature (protocole expérimental Cbz, VERNEAUX *et al.*, 1981) ont montré que la fréquence et la

fidélité de nombreuses familles n'étaient pas suffisantes pour que celles-ci soient retenues comme taxons indicateurs et que la somme, ou la moyenne, des coefficients unitaires n'était guère corrélée avec la qualité générale recherchée par suite de l'importance trop grande donnée aux taxons à tolérance moyenne ou faible généralement les plus nombreux dans les relevés.

Ces démarches conduisent à la proposition d'un protocole dont l'objectif est sensiblement différent.

L'indice de Qualité Biologique Générale (I.B.G. VERNEAUX et Coll. 1982)*.

L'analyse d'un grand nombre de relevés permet de définir :

- la taille minimale pratique du prélèvement ($1/20 \text{ m}^2$),
- le nombre nécessaire et suffisant de relevés (8),
- un protocole précis d'échantillonnage donnant également une image de la mosaïque d'habitats,
- un répertoire des taxons utilisés (135 dont 38 retenus en tant qu'indicateurs d'après leur fréquence et leur fidélité).
- un tableau standard de détermination des valeurs indicelles (0-20) suivant la nature et la variété taxonomique de la faune benthique récoltée selon le protocole proposé.

Le classement des indicateurs est issu de deux séries d'analyses factorielles de la distribution des familles dans des stations non ou faiblement dégradées puis diversement altérées du Rhithron et du Potamon ; le classement des taxons selon leur tolérance générale relative a été effectué de la même manière que pour les Poissons (VERNEAUX, 1981).

On peut observer que cette hiérarchisation diffère sensiblement de celles des «score systems» (ARMITAGE *et al.*, 1983).

L'I.B.G. constitue une expression synthétique de la qualité biologique générale d'une station, toutes causes confondues. La valeur maximale (20) se rapporte aux stations sur lesquelles ont été relevés les meilleures combinaisons du couple nature-variété de la faune benthique et l'I.B.G. présente une signification propre : il constitue une note d'aptitude dont il convient, au cours de l'interprétation, de définir les causes, naturelles ou provoquées.

Cette interprétation est facilitée par l'image de la mosaïque d'habitats et l'examen de la répartition des taxons dans les relevés constituant chaque échantillon.

La méthode peut être utilisée comparativement dans l'espace et dans le temps, pour apprécier l'impact d'une modification quelconque d'un site donné (MONNOT, 1982). Des expérimentations en cours doivent préciser les conditions de l'application de ce protocole aux grands cours d'eau et systèmes diversement altérés et donner la mesure de sa sensibilité. La prise en compte du critère d'abondance doit ensuite compléter cette approche.

4. CONCLUSIONS

L'analyse des très nombreux travaux relatifs à l'appréciation des qualités des systèmes d'eau courante à l'aide d'analyses biologiques conduit à distinguer deux grands types d'études.

Un premier groupe, très varié, contient toutes les analyses bioécologiques comparées permettant de détecter des perturbations, parfois légères, et de donner une mesure de l'impact d'une modification donnée du milieu.

Tout spécialiste de groupe taxonomique (à la fois systématique et écologiste) peut contribuer à la mise en évidence

d'aspects particuliers des dégradations susceptibles d'affecter les systèmes à condition que les caractéristiques écologiques dominantes du groupe choisi soient préalablement déterminées.

Les procédés d'analyse des données et d'expression des résultats peuvent être très variés (structures des peuplements et indices associés, coefficients de similarité, analyses factorielles...) la principale difficulté consistant à passer de la description (effets de telle modification du milieu sur tel ensemble d'organismes) à l'élaboration d'une méthode susceptible d'application générale dont la signification soit clairement établie.

Le second groupe comprend les méthodes qui proposent d'emblée la définition d'un niveau de qualité. On peut distinguer :

- les méthodes fondées sur la détermination des espèces comme le système des Saprobies (charge organique) et les indices diatomiques (qualité générale de l'eau),
- les méthodes pratiques réduites aux divers indices biotiques utilisant la macrofaune benthique pour définir l'état général d'un site.

De réelles difficultés jalonnent l'élaboration de telles méthodes : mise en évidence de la nature et de l'échelle d'action des facteurs dominants l'écologie d'un ensemble donné d'organismes, hétérogénéité des milieux impliquant la relativité des critères de qualité, complexité du déterminisme mettant en cause la signification des indices synthétiques ou la notion même d'espèce caractéristique (on pourrait débattre indéfiniment de la hiérarchisation des taxons selon leur tolérance écologique générale ou leurs sensibilités particulières), difficulté encore d'exprimer un ensemble très varié d'informations (nature, variété, densité, structures) sous une forme numérique simple.

La lecture des compte-rendus des séminaires organisés dans le but de découvrir la méthode unique et universelle montre surtout que l'on a confronté des indications de nature différente (KAESLER, 1973 ; TITZER, 1975 ; KNOPP, 1976...) et que le véritable problème consiste plutôt à préciser les spécificités des méthodes afin de permettre le choix de l'outil le mieux adapté à la résolution du problème posé. De nombreuses confusions comme, par exemple, entre euryécie et saprobiontie, stade trophique d'un système et teneur de l'eau en nutriments, qualité de l'eau et aptitude biogène d'un site, eutrophisation et pollution..., ne facilitent pas une classification des méthodes selon leurs domaines électifs d'utilisation, le problème essentiel n'étant pas d'élaborer des indices mais de préciser ce qu'ils sont susceptibles d'indiquer.

Une autre difficulté réside dans la définition d'une «bonne» qualité de l'eau (comm. pers. Bournaud), question essentielle lorsqu'il s'agit de proposer des objectifs et des critères de qualité (VERNEAUX et LEYNAUD, 1974) ; en dehors des qualités susceptibles d'être établies en fonction d'usages précis, on est conduit à définir la «bonne» qualité comme étant celle qui permet le développement des biocénoses représentatives des types de milieux non dégradés. Le critère de normalité, essentiellement relatif, ne peut être apprécié que par rapport à des organisations référentielles (biotopologie), VERNEAUX, 1973) dont l'établissement doit nécessairement précéder les propositions en méthodologie d'application, quelle que soit la taxocénose considérée.

Les difficultés rencontrées, les confusions et ambiguïtés relevées, les réserves formulées ne mettent-elles pas en cause l'opportunité même des recherches appliquées ? Certainement non, pour deux raisons principales.

La dégradation accélérée des systèmes aquatiques nécessite d'apporter réponse à la demande des services d'application et requiert la contribution des scientifiques à l'élabora-

* Recherches ayant bénéficié d'une subvention du Ministère de l'Environnement, Comité Eau, Paris

tion d'une nouvelle technologie de gestion des ressources ; en retour, la recherche appliquée conduit à aborder de très nombreuses questions d'ordre fondamental dont les réponses, mêmes partielles, sont confrontées aux réalités de terrain.

Deux activités, que d'aucuns opposent, paraissent au contraire très complémentaires : recherches en Taxonomie, Biocénologie et Écologie et élaboration de méthodes pratiques à partir des données fondamentales dont elles expriment les acquis essentiels qui se trouvent alors remis en cause de façon permanente.

BIBLIOGRAPHIE

- AMANIEU (M.), GONZALEZ (P.L.) et GUELORGET (O.), 1981. — Critères de choix d'un modèle de distribution d'abondances Application à des communautés animales en Écologie benthique. *Acta Oecologica, Oecol. Gener.*, 2 (3) : 265-286.
- ANGELI (N.), 1972. — Esquisse du profil biologique (plancton) d'un canal influencé par une pollution complexe d'origine industrielle. Le Canal de Soelin (Nord). *Biol. Jb. Dodonaea*, 40 : 77-115.
- ANGELI (N.), 1976. — Influence de la pollution des eaux sur les éléments du plancton in PESSON : La pollution des eaux continentales. Gauthiers-Villars éd., Paris : 285 p.
- ARCHIBALD (R.E.M.), 1972. — Diversity in some South African diatom associations and its relation to water quality. *Wat. Res.*, 6 : 1229-1238
- ARMITAGE (P.D.), MOSS (D.), WRIGHT (J.F.) et FURSE (M.T.), 1983. — The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Wat. Res.*, 17 (3) : 333-347.
- BARTSCH (A.F.) et INGRAM (W.M.), 1966. — Biological analysis of water pollution in North America. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, 16 : 786-800.
- BERTHELEMY (C.), 1966. — Recherches écologiques et biogéographiques sur les Plécoptères et Coléoptères d'eau courante (Hydraena et Elmithidae) des Pyrénées. *Annls Limnol.*, 2 (2) : 227-458.
- BESCH (W.), RICARD (M.) et CANTIN (R.), 1972. — Benthic Diatoms as indicators of mining pollution in the Northwest Miramichi River System, New Brunswick, Canada. *Int. Rev. Ges Hydrobiol.*, 57 : 39-74.
- BLOESCH (V.J.), 1980. — Bodenfaunistische Untersuchungen in Aare und Rhein. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 42 (2) : 285-308
- BOURNAUD (A.) et KECK (G.), 1980. — Diversité spécifique et structure des peuplements de macro-invertébrés benthiques au long d'un cours d'eau : le FURANS (Am). *Acta Oecologica, Oecol. Gener.*, 1 : 131-150.
- BOURNAUD (M.), MAUCET (D.), CHAVANON (G.), 1983. — Structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques en place et en dérive. *Acta Oecologica, Oecol. Gener.*, 4 (1) : 27-42.
- BRINKHURST (R.O.), 1965. — Observations on the recovery of a british river from gross organic pollution. *Arch. Hydrobiol.* 28 (3) : 9-51.
- BROWN (S.D.), 1973. — Species diversity of periphyton communities in the littoral of a temperate lake. *Int. Rev. ges Hydrobiol.*, 58 (6) : 787-800.
- BUICKEMA (A.L.), CAIRNS (J.), SULLIVAN (G.W.), 1974. — Rotifers as monitors of heavy metal pollution in water. *Virginia Wat. Resources Res. Center Bull.*, 71 : 80 p
- CAPBLANCO (J.) et DAUTA (A.), 1978. — Phytoplankton et production primaire de la rivière Lot. *Annls Limnol.*, 14 (1-2) : 85-112.
- CAPBLANCO (J.) et CASSAN (M.), 1979. — Étude du périphyton d'une rivière polluée (L'AGOUT). *Annls. Limnol.*, 15 (2) : 194-222.
- CELLOT (B.), 1982. — Cycle annuel et zonation de la dérive des macro-invertébrés du Rhône en amont de Lyon. *Mém. Thèse 3e cycle. Fac. Sci. Lyon* : 167 p.
- CHANDLER (J.R.), 1970. — A biological approach to water quality management. *Wat. Poll. Control.*, 69 : 415-422.
- CHOLNOKY (B.J.), 1968. — Die Ökologie der Diatomen in Binnengewässern. Cramer éd., 699 p.
- CHOUTEAU (F.), 1968. — Influence de la pollution industrielle et domestique sur les populations animales de la rivière Isère au cours de sa traversée de la région grenobloise. *Trav. Lab. Hydrobiol. Grenoble*, 59-60 : 39-63.
- COHN (F.), 1853. — Über lebende organismen in trinkwasser. *Z. Klin. Medizin.*, 4 : 229-237.
- COSTE (M.), 1978. — Sur l'utilisation des Diatomées benthiques pour l'appréciation de la qualité biologique des eaux courantes. *Thèse 3e cycle. Univ. Besançon*, 142 p.
- CUMMINS (K.W.), 1962. — An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *Ann. Mdlt. Nat.*, 67 : 477-504.
- DAGET (J.), 1976. — Les modèles mathématiques en Écologie. Masson éd., Paris, 172 p.
- DESCY (J.P.), 1979. — A new approach to water quality estimation using Diatoms. *Nov. Hedw.*, 64 : 305-323.
- DICKMAN (M.), 1968. — Some indices of diversity. *Ecology*, 49 : 1191-1193.
- DRESSHER (G.N.) et VAN DER MARK (H.), 1976. — A simplified method for the biological assessment of the quality of fresh and slightly brackish water. *Hydrobiologia*, 48 (3) : 199-201.
- EDMONSON (W.T.) et WINBERG (G.G.), 1971. — A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. I.B.P. Handbook n° 17, Blackwell éd., Oxford, 358 p
- ELLIOTT (J.M.), 1971. — Methods of sampling invertebrate drift in running water, *Annls Limnol.*, 6 : 133-159
- ELLIOTT (J.M.), 1971. — Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Scient. Publ. Freshwat. Biol. Ass.*, 25, 144 p.
- ELLIOTT (J.M.) et DECAMPS (H.), 1973. — Guide pour l'analyse statistique des échantillons d'invertébrés benthiques. *Annls Limnol.* 9 (2) : 79-120.
- ELLIOTT (J.M.) et TULLETTI (P.P.), 1978. — A bibliography of samplers of benthic invertebrates. *Freshwat. Biol. Ass. Occ. publ.*, 4 : 1-60
- ELLIOTT (J.M.), DRAKE (C.M.) et TULLETT (P.A.), 1980. — The choice of a suitable sampler for benthic macroinvertebrates in deep rivers. *Pollut. Rep. Dep. Environ.*, 8 : 36-44
- EMPAIN (A.), 1973. — La végétation bryophytique aquatique et sub-aquatique de la Sambre belge : son déterminisme écologique et ses relations avec la pollution des eaux. *Lapeunia*, 69, 58 p.
- EMPAIN (A.), 1977. — Relations quantitatives entre les populations de Bryophytes aquatiques et la pollution des eaux courantes. Définition d'un indice de qualité des eaux. *Hydrobiologia*, 60 (1) : 49-74.
- FJERDINGSTAD (E.), 1964. — Pollution of streams estimated by benthic phytomicroorganisms. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors. *Int. Rev. ges Hydrobiol.*, 49 : 63-131.
- FRONTIER (S.), 1976. — Utilisation des diagrammes rang-fréquence dans l'analyse des écosystèmes. *J. Rech. Océanogr.* 1 (3) : 35-48.
- FRONTIER (S.), 1977. — Réflexions sur une théorie des écosystèmes. *Bull. Écol.*, 8 (4) : 445-464

- FURSE (M.T.), WRIGHT (J.F.), ARMITAGE (P.D.), MOSS (D.), 1981. — An appraisal of pond net samples for biological monitoring of lake macro-invertebrates. *Wat. Res.*, 15: 679-689.
- GIANI (N.), 1983. — Le Riou Mort, affluent du Lot, pollué par métaux lourds. III — Étude faunistique générale. *Annls Limnol.*, 19 (1): 29-43.
- GIRTON (C.) et HAWKES (H.A.), 19 — The use of invertebrate colonisation samplers in the biological surveillance of river water quality. I.S.O. — T.C. 147 — S 65-GTS n°13, 31 p.
- GOLOWIN (S.), 1971. — Comparison of pollution degree of fluvial waters evaluated by means of the BOD₅ and saprobiological method. *Polski Arch. Hydrobiol.*, 18 (4): 381-391.
- GOODNIGHT (C.J.), 1973. — The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution. *Trans. Amer. Microsc. Soc.*, 92 (1): 1-13.
- GROSS (F.), 1976. — Les communautés d'Oligochètes d'un ruisseau de plaine. Leur utilisation comme indicateurs de la pollution organique. *Annls Limnol.*, 12 (1): 75-87.
- HENDRICKS (A.), DON HENLEY, WYATT (J.T.), DICKSON (K.L.) et SILVEY (J.K.G.), 1974. — Utilization of Diversity Indices in Evaluating the Effect of a Paper Mill Effluent on Bottom Fauna. *Hydrobiologia*, 44 (4): 463-474.
- HUET (M.), 1949. — Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles dans les eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 11 (3-4): 332-351.
- HURLBERT (S.H.), 1971. — The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52 (4): 577-586.
- HYNES (H.B.N.), 1960. — The biology of polluted waters. Liverpool. Univ. Press: 202 p.
- HYNES (H.B.N.), 1961. — The invertebrates fauna of a welsh mountain stream. *Arch. Hydrobiol.*, 57: 344-388.
- HYNES (H.B.N.), 1964. — The interpretation of biological data with reference to water quality. Symp. Envir. P.H.S. 999 — AP — 15: 289-298.
- ILLIES (J.) et BOTOSANEANU (L.), 1963. — Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. internat. Verein. Limnol.*, 12: 1-57.
- ILLIES (J.) et al., 1978. — *Limnofauna Europaea* G. Fischer ed Stuttgart, 532 p.
- KAESLER (R.L.), 1973. — Redundancy in data from stream surveys. *Wat. Res.* 8: 637-642.
- KHALAF (G.) et TACHET (H.), 1977. — La dynamique de colonisation des substrats artificiels par les macroinvertébrés d'un cours d'eau. *Annls Limnol.*, 13 (2): 169-190.
- KIEHM (F.), DUBOIS (D.M.) et DESCY (J.P.), 1982. — Application de l'indice de fluctuations à l'évaluation de la stabilité de la structure de communautés aquatique d'eaux douces. Proc. 2nd Internat. Conf. on the State-of-the-Art in Ecological Modeling., 34 p.
- KNOPF (H.), 1976. — Comparative study of biological water assessment methods. Demonstration on the river Main. In: Principles and methods for determining ecological criteria on hydrobiocoenoses. C.E.E. Publ., 531 p.
- KOLKOWITZ (R.) et MARSSON (M.), 1908. — Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.*, 26: 505-519.
- KOLKOWITZ (R.) et MARSSON (M.), 1909. — Ökologie der tierischen Saprobien. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 2: 126-152.
- KOTHE (P.), 1962. — Der «Artenfahrbetrag», ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. *Dt. Gewässerkundl. Mittl.*, 6: 60-65.
- LAFONT (M.), 1977. — Les Oligochètes d'un cours d'eau montagnard pollué: le Bief-Rouge. *Annls Limnol.*, 13 (2): 157-167.
- LAMOTTE (M.) et BOURLIÈRE (F.), 1971. — Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux aquatiques. Masson éd., Paris, 294 p.
- LEFEVRE (M.), 1943. — Contribution à la connaissance du phyto-plankton du bassin de la Seine. *Extr. Cahiers Commission Bassin de la Seine*, 3: 11-23.
- LEFEVRE (M.), 1950. — Influence des déversements d'eaux usées de la région parisienne sur le plankton de la Seine. *Ann. Stat. Centr. Hydrobiol. Appl.*, 3: 154-171.
- LEGENDE (L.) et LEGENDRE (P.), 1979. — Écologie numérique. 1. Le traitement multiple des données écologiques. Masson éd., Paris, 197 p.
- LIEBMANN (H.), 1962. — *Handbuch der Frischwasser und Abwasser Biologie*. I, II, München, 588 p. + 1149 p.
- LLOYD (M.) et GHELARDI (R.J.), 1964. — A table for calculating the «equitability» component of species diversity. *J. Anim. Ecol.*, 38: 217-225.
- MACAN (T.T.), 1958. — Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. *Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 8: 1-21.
- MACAN (T.T.), 1961. — A review of running water studies. *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 14: 587-602.
- MAC KENTHUN (K.M.), 1969. — The practice of water pollution biology. *F.W.P.C.A. Washington*, 11: 1-281.
- MARGALEF (R.), DAGET (J.) et al., 1970. — Perspectives et limitations de la notion de diversité. In PREVOST (A.) et LEFORT (G.). *Invest. Pesq.*, 34 (1): 65-72.
- MARGALEF (R.), 1974. — Écologie. Oméga éd. Barcelone: 951 p..
- MONNOT (A.), 1982. — Indice biologique de la qualité générale des cours d'eau (I.B.G.). Exemples d'application de la méthode. *Ann. Sci. Univ. Fr. Comité. Besançon, Biol. Anim.*, 4 (3) sous presse.
- MOUTHON (J.) et FAESSEL (B.), 1978. — Méthodes d'estimation de la qualité biologique des eaux courantes. Étude des torrents de Parme, Strone, Chiara et d'un tronçon du Pô. Rapport technique à la C.E.E. — C.T.G.R.E.F. et Lab. Hydrobiol. Univ. Besançon Ronéo: 20 p.
- MOUTHON (J.), 1980. — Contribution à l'écologie des Mollusques des eaux courantes — Esquisse biotypologique et données écologiques. These 3e cycle, Univ. Paris VI, 169 p.
- OLIVE (J.H.) et DAMBACH (C.A.), 1973. — Benthic macroinvertebrates as indexes of water quality in Whetstone Creek Morrow county, Ohio (Scioto River basin). *Ohio Journ. Sci.*, 73 (3): 129-148.
- PALMER (C.M.), 1969. — A composite rating of algae tolerating organic pollution. *J. phycol.*, 5: 78-82.
- PANTLE (R.) et BUCK (H.), 1955. — Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas. us. Wasserfach*, 96: 604.
- PATRICK (R.), HOHN (M.H.) et WALLACE (J.M.), 1954. — A new method for determining the pattern of the diatom flora. *Nat. Nat. Acad. Nat. Sci. Philadelphia*, 259: 12 p.
- PATRICK (R.) et STRAWBRIDGE (D.R.), 1963. — Methods of studying diatoms populations. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 35 (2): 151-161.
- PATTEN (B.C.), 1962. — Species diversity in net phytoplankton of Raritan Bay. *J. mar. Res.*, 20: 57-75.
- PEET (R.K.), 1974. — The measurement of species diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 5: 285-303.
- PEGAZ-MAUCET (D.), 1980. — Impact d'une perturbation d'origine chimique sur la dérive des macro-invertébrés d'un cours d'eau. Comparaison avec le benthos. Mem. 3e cycle, Univ. Lyon, 130 p.
- PIELOU (E.C.), 1975. — *Ecological diversity*. John Wiley et Sons ed. New-York: 165 p.
- PIRAUD (V.), 1909. — Note sur la faune de l'Isère. *Ann. Univ. Grenoble*, 21 (1): 243-249.

- POURRIOT (R.), ROUYER (G.), PELTIER (M.), 1972. — Prolifération de rotifères épiphytes et pollution thermique dans la Loire. *Bull. Fr. Pisc.*, 244 : 111-118.
- POURRIOT (R.), 1976. — Réflexions sur les Rotifères en tant qu'indicateurs biologiques. *Bull. Fr. Pisc.*, 260 : 148-152.
- PRESTON (F.W.), 1948. — The commonness, and rarity of species. *Ecology*, 29 : 254-283.
- PRESTON (F.W.), 1958. — Analysis of the Audubon Christmas Counts in terms of the lognormal curve. *Ecology*, 38 : 1-4.
- RIEDEL-LORJE (J.C.), 1981. — Untersuchungen über den Indikationswert von Aufwuchs in Süß- und Brackwasserzonen des Elbe — Aestuars unter Berücksichtigung industrieller Einleitungen. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 61, 1-2 : 153-226.
- SCHWOERBEL (J.), 1970. — *Methods of Hydrobiology (freshwater biology)*. Pergamon press, ed. Oxford, 200 p.
- SEDDON (B.), 1972. — Aquatic macrophytes as limnological indicators. *Freshwat. Biol.*, 2 : 107-130.
- SHANNON (C.E.), 1948. — A mathematical theory of communications. *Bell. System technical. Journal*, 27 : 379-423, 623-656.
- SLADECKOVA (A.), 1962. — Limnological investigation methods for the periphyton (Aufwuchs) community. *Botanical Rev.*, 28 : 287-328.
- SLADECEK (V.), 1973. — System of water quality from the biological point of view. *Arch. f. hydrobiol.*, 7 : 218 p.
- SRAMEK-HUSEK (R.), 1958. — Die Rolle der Cilienanalyse bei der biologischen Kontrolle von Flussverunreinigungen. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 12 : 635-645.
- THOMAS (A.G.B.), 1981. — *Travaux sur la taxonomie, la biologie et l'écologie d'insectes torrentiels du Sud-Ouest de la France (Éphéméroptères et Diptères : Dixidae, Cecidomyiidae, Rhagionidae et Athericidae avec quelques exemples de perturbations par l'Homme*. Thèse Doctorat, Toulouse, 330 p.
- TITZER (T.), 1975. — *Comparative study of biological-ecological water assessment methods. Practical demonstration on the river Main*. C.E.E. Publ., 55 p.
- VAILLANT (F.), 1969. — Transformations de la faune de l'Isère à Grenoble sous l'effet de la pollution. *Trav. Lab. Hydrobiol. Grenoble* : 61 : 17-32.
- VAILLANT (F.), DEGRANGE (CH.) et SERRA-TOSIO (B.), 1971. — La faune de l'Isère et quelques uns de ses tributaires. *Trav. Lab. Hydrobiol. Grenoble*, 63 : 189-213.
- VERNEAUX (J.) et TUFFERY (G.), 1967. — Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Ann. Sci. Univ. Besançon*, 3 : 79-89.
- VERNEAUX (J.), 1973. — Cours d'eau de Franche-Comté (massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. *Ann. Sci. Univ. Besançon, Biol. Anim.*, 3 (9) : 260 p.
- VERNEAUX (J.) et LEYNAUD (G.), 1974. — Note sommaire sur la définition d'objectifs et de critères de la qualité des eaux courantes. *Trav. Div. Qual. Eaux, P. et Piscicult., C.T.G.R.E.F., Paris* : 15 p.
- VERNEAUX (J.), 1976. — Biotypologie de l'écosystème «eau courante». La structure biotypologique. *C.R. Acad. Sc. Paris*, 283 (D) : 1663-1666.
- VERNEAUX (J.), FAESSEL (B.) et MALESIEUX (G.), 1976. — Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. *Trav. Lab. Hydrobiol. Univ. Besançon et C.T.G.R.E.F., tonéon*, 14 p.
- VERNEAUX (J.), 1981. — Les Poissons et la qualité des cours d'eau. *Ass. Internat. Entret. Ecol. Dijon*, 13-14 : 26-40.
- VERNEAUX (J.) et coll. 1982. — Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). *Ann. Sci. Univ. Fr. Comité Besançon, Biol. Anim.*, 4 (3) (sous-press).
- VIAUD (M.) et LAVANDIER (P.), 1981. — Comparaison de quelques indices usuels d'évaluation de la qualité des eaux appliqués à la détection des pollutions faibles. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 117 : 221-230.
- VILLEGAS (I.) et DE GINER (G.), 1973. — Phytoplankton as a biological indicator of water quality. *Wat. Res.*, 7 : 479-487.
- WASSON (J.G.), 1975. — *Étude écologique d'une rivière polluée : l'Isère à l'aval de l'agglomération grenobloise*. Mém. Thèse 3e cycle, Univ. Grenoble, 116 p.
- WELCH (P.S.), 1948. — *Limnological Methods*. Philadelphia, 381 p.
- WETZEL (R.G.), 1965. — Techniques et problèmes de primary productivity measurements in higher aquatic plants and periphyton. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol. suppl.* 18 : 249-267.
- WIHLM (J.L.), 1967. — Comparaison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. *Jour. Wat. Poll. Control Fed.*, 39 : 1673-1683.
- WINKLER (O.), 1964. — Über die praktische Bedeutung der Plekopteren. *Gewäss. Abwäss.*, 34-35 : 131-138.
- WOODIWISS (F.S.), 1964. — The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. and Indust.* : 443-447.
- ZELINKA (M.) et MARVAN (P.), 1961. — Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, 57 : 389-407.

DES INDICATEURS BIOLOGIQUES AUX DESCRIPTEURS DE FONCTIONNEMENT : QUELQUES EXEMPLES DANS UN SYSTÈME FLUVIAL⁽¹⁾

par Michel BOURNAUD et Claude AMOROS

LA CNRS 367 — Écologie des Eaux
Université LYON I — 69622 VILLEURBANNE CEDEX

MOTS-CLÉS : Indicateurs biologiques, descripteurs, modèles, écosystèmes fluviaux, fonctionnement

KEY-WORDS : biological indicators, descriptors, models, fluvial ecosystems, functioning.

RÉSUMÉ

Les descripteurs de fonctionnement sont des paramètres abiotiques ou biotiques destinés à décrire, puis identifier une unité typologique définie par son modèle de fonctionnement dans un écosystème donné. Quelques exemples sont tirés de l'étude d'un système fluvial : la plaine alluviale du Haut-Rhône français. Dans un tel système, nous sommes confrontés à une succession d'états complexes évoluant à différentes échelles d'espace et de temps. C'est pourquoi dans l'étude de son fonctionnement, l'accent est mis plus particulièrement sur l'impact séquentiel de l'évolution, que ce soit dans l'espace (toposéquences et gradients) ou dans le temps (chronoséquences). Pour chaque paramètre pris en compte, le parallèle est fait entre sa signification comme indicateur et comme descripteur : le paramètre considéré comme indicateur révèle, avec une certaine automaticité, le niveau atteint par une variable de milieu, tandis que, considéré comme descripteur, le paramètre intègre le fonctionnement dans le cadre d'un modèle donné, celui de l'écosystème considéré. Le principe méthodologique est transposable à un autre écosystème après recherche des descripteurs « vicariants », adaptés au nouveau modèle de fonctionnement. Ce genre de descripteur constitue une aide à la gestion, car il permet de diagnostiquer non seulement l'état mais les potentialités évolutives de l'écosystème.

Les exemples fournis concernent d'abord des descripteurs abiotiques. L'un, chimique, traduit le degré de mélange de deux flux hydriques. L'autre, physique, montre comment l'image granulométrique d'un sédiment intègre les flux hydriques et solides ayant précédé au dépôt et permet une première typologie basée sur le fonctionnement morphodynamique. Les descripteurs biotiques sont porteurs de significations encore plus intégratrices. En eau stagnante, les peuplements de Cladocères permettent de reconstituer des chronoséquences ; les groupements à *Phalaris arundinacea* (Graminées) décèlent la formation de bouchons alluviaux dans les bras morts (signe d'un début d'évolution de l'écosystème). En eau courante, les larves de Trichoptères du genre *Hydropsyche* mémorisent les processus d'évolution des flux hydriques et solides ; la faune dérivante révèle un phénomène de chasse et de redistribution consécutive des organismes et des matières particulières et en suspension, phénomène très localisé dans le temps.

Une discussion envisage certains problèmes pratiques d'utilisation des descripteurs.

SUMMARY

From biological indicators to function descriptors :
a few examples in a fluvial system

Function descriptors are biotic or abiotic parameters whose aim is to describe, then identify a typological unit which is defined by its function model in a given ecosystem. Some examples are taken from a study of a fluvial system : the alluvial plain of the French Upper Rhône. In such a system, a succession of complex states evolves according to different space and time scales. This explains why, in such a study we have emphasized the sequential impact of the evolution whether it be in space (toposéquences or gradients) or time (chronoséquences). For every parameter we have taken into account, the parallel has been drawn between its significance as an indicator and as a descriptor : the parameter considered as an indicator reveals more or less automatically, the level reached by an environment variable, whereas, when it is considered as a descriptor, the parameter integrates the functioning into a given model, i.e., the ecosystem being studied. The methodological principle can be transposed to another ecosystem after discovery of the « vicariant » descriptors adapted to the new function model. This kind of descriptor can assist in the management of the fluvial system, since it allows us to diagnose not only the state but also the evolution potential of the ecosystem.

The examples provided concern first of all the abiotic descriptors. The first, a chemical one, expresses the degree of mixing of two types of water flow. The second, a physical one, shows how the granulometric image of a sediment synthesizes the water flow and the suspended materials which formed the deposit, and allows us to set up an initial typology based on morphodynamic functioning. The biotic descriptors are of even more significance, from the point of view of integration. In standing water, Cladoceran communities allow us to reconstitute chronoséquences, *Phalaris arundinacea* (Graminaceae) communities reveal the formation of alluvial plugs in backwaters (sign of the beginning of the evolution of the ecosystem). In running water the larvae of Caddisflies (genus *Hydropsyche*) bear witness to the evolutionary sequences of the flow of water and suspended materials ; the drifting organisms reveal a phenomenon of washing and then redistribution of organism and particular material and suspended matter ; this phenomenon is very limited in time as far as the annual cycle is concerned.

Some practical problems in the use of descriptors are discussed.

1. Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français — 42 —

2. Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement, Écologie du Haut-Rhône dans sa vallée — PR₂ Rhône

Au cours des recherches menées dans le cadre du PIREN-Rhône (2), nous utilisons des « descripteurs » plutôt que des « indicateurs biologiques ». Pourtant l'objectif est d'élaborer

une méthodologie d'étude des écosystèmes du fleuve et de sa vallée pour fournir une aide à la gestion des eaux. Il est donc nécessaire de proposer des paramètres simples, faciles à mettre en oeuvre, capables de fournir à court terme des informations pertinentes pour la compréhension du système et pour sa gestion.

Ces paramètres doivent nous permettre d'identifier et de délimiter les différents écosystèmes dont l'ensemble constitue le système fluvial. Ils doivent caractériser l'état de ces écosystèmes et fournir des informations sur leurs potentialités évolutives, avec ou sans impacts d'activités humaines. Ces deux exigences nous ont conduits dans un premier temps à établir une typologie du système fluvial qui s'appuie non seulement sur des caractères descriptifs topographiques faciles à cartographier (géomorphologie, physiographie, faune et flore) mais aussi sur des caractères fonctionnels (évolution dans le temps, relations d'échange et de dépendance entre différents écosystèmes, etc.). Il s'agit donc d'une typologie fonctionnelle dans laquelle chaque unité typologique correspond à la fois à un mode de fonctionnement particulier et à une phase d'évolution dans une séquence. Les écosystèmes de plaine alluviale sont en effet des systèmes en évolution, formés à partir de l'axe fluvial ; ils se transforment plus ou moins rapidement, après leur abandon par le fleuve, en écosystèmes d'eau stagnante, puis en écosystèmes semi-aquatiques et terrestres. Confrontés à une succession d'états complexes évoluant à différentes échelles d'espace et de temps, nous avons cherché à identifier les éléments, abiotiques ou biotiques, qui nous permettent de caractériser le plus facilement les unités typologiques ainsi définies. Les descripteurs sont ces variables physico-chimiques ou ces êtres vivants, qui décrivent une phase dans une séquence, celle-ci pouvant être spatiale (toposéquence ou gradient) ou temporelle (chronoséquence ou succession évolutive). Notre conception du descripteur est donc en accord avec celle de LEGENDRE et LEGENDRE (1979) et de FRONTIER (1983) mais avec un sens plus restrictif puisque nous considérons que l'utilisation d'un descripteur de fonctionnement suppose connu la séquence ou le gradient auquel il se réfère. Les descripteurs de fonctionnement ne sont définis que par rapport à un système ou à un modèle donné. Nous présenterons ici quelques-uns de ces descripteurs, choisis dans le système fluvial de la plaine alluviale du Haut-Rhône français.

Le concept de «descripteur» rejoint celui d'«intégrateur» dans la mesure où un élément choisi comme descripteur résulte d'un faisceau d'interactions. Le descripteur traduit en fait le résultat d'un certain nombre de phénomènes qu'il intègre. Le degré d'intégration varie suivant le type de descripteurs. Nous verrons, à travers les exemples présentés, que les descripteurs biotiques intègrent beaucoup plus d'informations que les descripteurs abiotiques.

I — UN SYSTÈME FLUVIAL : LA PLAINE ALLUVIALE DU HAUT-RHÔNE FRANÇAIS

La géomorphologie constitue le cadre permettant d'aborder l'étude du système fluvial. L'examen d'une carte ou d'une photographie aérienne permet déjà un certain découpage (chenal principal, bras reliés ou non au chenal, etc.) à condition que le document soit exact et très récent. Les formes peuvent en effet évoluer considérablement au moment de chaque crue. Cependant la carte topographique ne suffit pas pour différencier les formes résultant d'une évolution historique influencée par l'homme. Le géomorphologue intervient à ce niveau en fournissant un cadre pour un échantillonnage stratifié.

La figure 1 montre quelques exemples schématiques pris sur le Haut-Rhône français (BRAVARD, 1982) ; deux

types d'évolution sont représentés, l'un naturel (a à d), l'autre influencé par l'action humaine (e à i). Le premier correspond à un classique recoupement de méandre, avec ses différentes phases se succédant dans le temps. L'observation géomorphologique permet d'y distinguer plusieurs biotopes, *a priori* différents, qui constituent un découpage préliminaire pour l'étude écologique. On peut énumérer : le cours principal et ses rives (fig. 1 a), une anse calme sur la rive gauche (fig. 1 a'), un bras mort encore relié au chenal par l'aval, avec flux d'échange variable suivant le débit (fig. 1 b), un bras mort coupé du chenal (fig. 1 c), éventuellement relié lors des fortes crues, une «morte» toujours coupée du fleuve même lors des plus hautes eaux (fig. 1 d). La nature et l'origine géomorphologique du biotope sont évidemment moins faciles à préciser si l'origine est très ancienne (fig. 1 d) ou si l'homme est intervenu de manière directe ou indirecte.

Le deuxième exemple correspond à un modèle géomorphologique de tressage avec deux bras, dont l'un a été barré par une digue submersible, dans le but de concentrer les eaux de l'étiage et de faciliter la navigation. Le processus de chenalisation a été également accentué par des digues longitudinales, submersibles en temps de crue, le long de chacune des rives du chenal principal. On peut énumérer ici une liste de biotopes plus ou moins voisine de celle de l'exemple précédent : cours principal endigué (fig. 1 f), bras vif barré à l'amont (fig. 1 g), bras mort en communication par l'aval (fig. 1 h), bras morts coupés du fleuve (fig. 1 i). L'homme modifie les processus évolutifs, les accélère ou les dévie (AMOROS *et al.*, 1982). Il modifie aussi les relations entre les biotopes.

Cette typologie géomorphologique résulte d'un processus temporel d'évolution où l'homme a pu intervenir à tous les niveaux. Étudier une unité spatiale revient à étudier une phase d'une séquence évolutive.

On perçoit déjà à ce niveau le besoin de descripteurs permettant de situer un biotope donné dans cette typologie dynamique, la lecture d'une carte étant souvent insuffisante pour cela.

II — TYPOLOGIE FONCTIONNELLE ET DESCRIPTEURS

L'analyse des peuplements animaux et/ou végétaux est effectuée dans tous les biotopes définis plus haut. Elle doit d'abord permettre de tester du point de vue biologique la réalité fonctionnelle des subdivisions opérées sur une base géomorphologique. L'exploitation des données biocénologiques peut ensuite permettre d'aller plus loin en subdivisant certains biotopes qui se révéleraient ainsi fonctionnellement hétérogènes. En effet, des différences de peuplement révèlent de façon objective des différences dans la nature et le fonctionnement des biotopes considérés.

La typologie basée sur les peuplements est une typologie fonctionnelle car son élaboration passe par l'étude du fonctionnement du système : mise en évidence des relations entre les unités typologiques par l'intermédiaire des transferts de matière et d'énergie (flux hydriques, transferts solides, migrations et dérive d'organismes, etc.) ; études des processus évolutifs des unités (rapport entre les processus autogènes et les processus allogènes, phénomènes d'homéostasie, etc.).

Il est alors nécessaire de choisir pour chaque unité des variables, abiotiques et/ou biotiques, dont l'état ou le niveau caractérisent l'unité. Il est nécessaire de préciser d'abord l'intérêt de la variable, puis la signification des différents niveaux qu'elle peut prendre ; en d'autres termes, il s'agit de définir la nature de l'outil et la signification de la mesure qu'il donne. Nous appelons ces ensembles variables + niveau, non

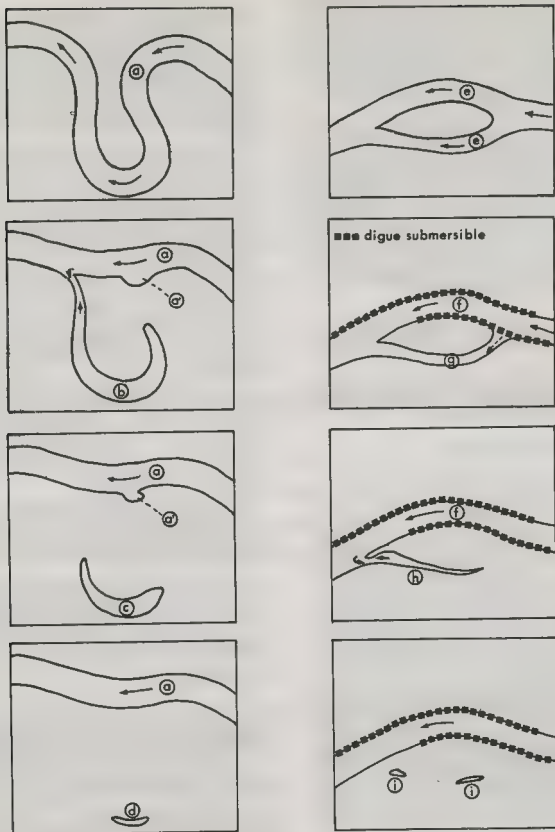


FIG. 1. — Quelques exemples d'écosystèmes aquatiques présents dans une plaine fluviale, en fonction de leur type géomorphologique (chenaux méandri-formes : a à d, chenaux tressés : e à i), de leur âge et de leur anthropisation (digue submersible).

des indicateurs, mais des **descripteurs de fonctionnement**. Ils sont en effet pour nous, non des indicateurs de l'état d'une variable de milieu isolée (indicateur de pollution, de nitrate, de colmatage), mais des signes d'un ensemble de phénomènes traduisant l'existence d'une unité de fonctionnement interagissant avec les autres (par exemple, un bras relié au fleuve uniquement lors des crues d'une amplitude déterminée, en relation avec les eaux souterraines du sous-écoulement ou non, susceptible d'évoluer vers un isolement, en cours d'eutrophisation, d'atterrissement, etc.).

Notre descripteur a d'abord une utilité en tant que résumé, intégrateur de plusieurs informations. Il a très souvent une signification multiforme, non rigide et figée comme un simple indicateur. Il est aussi choisi en fonction de sa simplicité d'emploi et du faible coût d'acquisition de l'information. Il doit aussi être facilement mis en oeuvre par un utilisateur non spécialiste. Ce doit être pour lui l'équivalent des caractères morphologiques simples qui sont utilisés par le zoologiste ou le botaniste dans une clef d'identification taxonomique. Il doit conduire de la façon la plus simple et la plus rapide à l'identification de l'unité fonctionnelle. Chaque descripteur est alors accompagné d'une «carte de visite» détaillée, concernant l'unité fonctionnelle correspondante, destinée à informer l'utilisateur sur la genèse, le fonctionnement et les potentialités évolutives de cette unité.

III — QUELQUES EXEMPLES DE DESCRIPTEURS DE FONCTIONNEMENT

La compréhension du concept de descripteur de fonctionnement et la comparaison avec celui d'indicateur biologique seront facilitées par la présentation d'exemples simples choisis parmi des descripteurs abiotiques

3.1. Descripteurs abiotiques

3.1.1. Un descripteur chimique : le rapport SO_4/HCO_3

Les eaux du Rhône, héritées du bassin versant du Léman qui renferme des gisements de gypses triasiques, sont riches en ions sulfates ($SO_4 \geq 30$ ppm). En revanche, les eaux souterraines régionales sont riches en ions bicarbonates ($HCO_3 \geq 200$ ppm) (JUGET et REYGOBELLET, 1982). Dans les situations où un bras à alimentation phréatique est en communication permanente ou épisodique avec le fleuve (situation b et h sur la figure 1), le mélange des eaux fluviales et phréatiques résulte d'un équilibre complexe réglé par le débit et le niveau du fleuve, le niveau de la nappe phréatique et le débit du para-écoulement. Le rapport SO_4/HCO_3 est alors un bon descripteur de ce mélange, permettant par exemple de saisir rapidement jusqu'où se fait sentir l'influence fluviale dans le bras mort ou bien d'évaluer l'importance du para-écoulement fluvial par rapport à celui de la nappe phréatique (JUGET *et al.*, 1979). L'ion sulfate joue ici le rôle de marqueur des eaux du Rhône.

Il s'agit d'un descripteur précis et commode à l'intérieur du modèle de fonctionnement des flux hydriques dans le système du Haut-Rhône français : il est évident hors de question d'en faire un «indicateur» général d'eau fluviale. En revanche, on peut appliquer à d'autres systèmes le principe méthodologique utilisé : lorsque deux eaux se mélangent, rechercher la substance chimique propre à l'une pouvant servir de marqueur et ainsi servir de descripteur des modalités de transferts hydriques.

3.1.2. Un descripteur physique : la granulométrie des sédiments fins

Le fonctionnement d'un fleuve se manifeste notamment par des processus d'érosion, de transfert et de sédimentation.

Les sédiments fins sont déposés dans le lit mineur, les bras en activité et sur leurs berges, dans certains bras morts et dans plaine d'inondation au moment des crues. Ces sédiments jouent un rôle de premier plan dans l'habitabilité et le fonctionnement des écosystèmes (terrestres aussi bien qu'aquatiques). Il est donc important de connaître les conditions de leur transfert et de leur dépôt. Les sédimentologues ont donc cherché à dégager des profils granulométriques des paramètres variant en fonction des conditions de transport et de dépôt des sédiments. Ces paramètres servent par conséquent d'indicateurs des conditions hydrologiques responsables du dépôt.

Ces paramètres ont en outre l'avantage de résumer des profils dont la description et l'expression sont complexes.

PASSEGA (1964) utilise pour cela la médiane M, représentant le mieux l'ensemble du dépôt, et le percentile le plus grossier C, représentant la fraction la plus grossière transportée, qui est limitée par la compétence du courant. Le diagramme C/M définit des plages permettant de savoir si on a affaire à des dépôts provenant de sédiments roulés, en suspension graduée ou en suspension uniforme (fig. 2).

BRAVARD (1983) montre, dans un hydrosystème donné (le Haut-Rhône français, secteur de Brégnier-Cordon), les relations entre l'image granulométrique fournie par le diagramme et le type de biotope défini par son fonctionnement hydrologique. En effet, dans un modèle géomorphologique précis, chaque type de dépôt est déterminé par le fonctionnement de chaque biotope et en particulier par les flux hydriques et les transferts de matériaux. D'indicateur, de type de dépôt, l'image granulométrique est devenue descripteur de fonctionnement.

Il faut souligner que ces relations ne sont fiables qu'à l'intérieur du modèle géomorphologique considéré. Pour d'autres systèmes, même à l'intérieur du bassin du Haut-Rhône français, il faut caler le modèle en fonction des matériaux disponibles, du modèle géomorphologique (à chenal unique, à méandre, tressé, anastomosé), des régimes habituels, etc. À titre d'exemple, BRAVARD (1983) donne ainsi la position de différents systèmes du Haut-Rhône français sur le diagramme de PASSEGA (fig. 2).

Une fois acquise l'image du système (modèle), il sera aisé et rapide de construire à partir de ce seul descripteur une cartographie des flux hydriques et solides du secteur, et d'identifier les différents types fonctionnels. Cette géomorphologie dynamique fournira une typologie des biotopes, base des études de fonctionnement écologique.

L'analyse granulométrique des sédiments déposés dans les anciens lits du fleuve, complètement atterrissés, permet, suivant le même principe, de déterminer l'appartenance d'un «sédiment fossilisé» à un type fonctionnel. L'analyse stratigraphique de ces dépôts anciens permet de reconstituer l'évolution des biotopes et notamment de connaître les impacts d'interventions humaines anciennes, historiquement datées.

3.2. Descripteurs biotiques

Les êtres vivants intègrent les facteurs abiotiques et leurs fluctuations dans le temps et, lorsqu'ils sont sténobies, peuvent être utilisés comme indicateurs de certains de ces facteurs. Qu'en est-il vis-à-vis du fonctionnement d'un écosystème, considéré comme succession d'états complexes évoluant à différentes échelles de temps et d'espace sous l'impulsion de flux multiples ? Examinons quelques exemples.

3.2.1. Descripteurs en eau stagnante

Les eaux stagnantes d'un système fluvial sont des biotopes qui résultent de l'abandon par le fleuve d'anciens bras latéraux ou de méandres recoupés. Ces biotopes sont d'origine

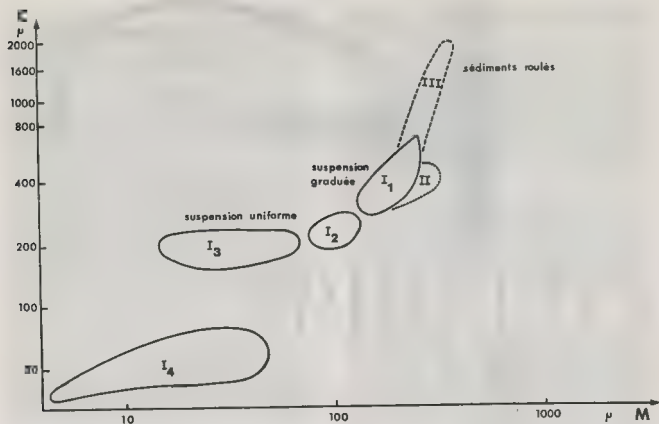


FIG. 2. — Diagramme de PASSEGA appliqué aux dépôts du Rhône actuel à Brégner (d'après BRAVARD, 1983)

- C : percentile le plus grossier
M : médiane
I : modèle du Haut-Rhône dans le secteur de Bregmer-Cordon
I₁ : bancs du cours principal (cf. fig. 1 a, e)
I₂ : bras barré à l'amont (cf. fig. 1 g partim)
I₃ : plaine d'inondation et bras isolé à l'amont (cf. fig. 1 b, g partim, h)
I₄ : eaux stagnantes (cf. fig. 1 d, i)
II : modèle du Haut-Rhône à Loryettes
III : modèle de la rivière d'Ain (cours aval) et du Haut-Rhône en Chantagne

naturelle ou anthropique (fig. 1). Leur état actuel et leurs potentialités évolutives sont déterminés par le jeu de processus autogènes (évolution de l'écosystème résultant de son fonctionnement biologique : productivité, compétition, prédation...) et de processus allogènes (évolution par modification des conditions abiotiques : phénomènes d'alluvionnement, d'érosion, de modification du niveau des nappes, etc...). Les interventions anthropiques peuvent, bien sûr, interférer avec ces processus naturels.

Connaître l'état et les potentialités des écosystèmes de la plaine alluviale, telle est la question formulée par les gestionnaires. Que peuvent, dans ce cas, apporter les descripteurs de fonctionnement biologique ? Examinons deux exemples.

3.2.1.1. Les Cladocères

Dans l'exemple précédent, le descripteur granulométrique atteint ses limites pour les dépôts en eau stagnante qu'il ne peut différencier (fig. 2 : I₄). Dans ce cas, un descripteur faunistique, en l'occurrence les Cladocères (Crustacés), peut nous fournir davantage de précisions. En effet, l'exosquelette de ces Crustacés aquatiques qui sont très abondants dans les eaux stagnantes, se conserve très bien dans les sédiments fins,

tout au moins pour les représentants de deux familles : les Bosminidés et les Chydoridés (FREY, 1960). L'examen des capsules céphaliques des Cladocères appartenant à ces deux familles, permet d'identifier chaque espèce. Le dénombrement des capsules céphaliques conservées dans les sédiments fins d'anciens chenaux fluviaux permet de reconstituer cette partie du peuplement ancien et d'en suivre l'évolution (JACQUET, 1982). En comparant ces peuplements avec ceux de chaque biotope de l'hydrosystème actuel, nous pouvons identifier sur une chronoséquence la succession de types d'écosystèmes similaires à ceux que nous observons dans la plaine alluviale actuelle.

Sur un échantillon de sédiments fins interprété par l'analyse granulométrique comme un dépôt en eau stagnante, le descripteur «peuplement de Cladocères» précise s'il s'agit par exemple (fig. 3 a) d'un écosystème eutrophe, isolé du cours principal mais à un stade relativement jeune, caractérisé par un grand volume d'eau libre et une colonisation restreinte par les macrophytes aquatiques (stade d'évolution schématisé sur la figure 1 c) ou bien (fig. 3 b) d'un stade plus évolué, correspondant à un milieu aquatique de faible profondeur, sans eau libre car entièrement envahi par les macrophytes

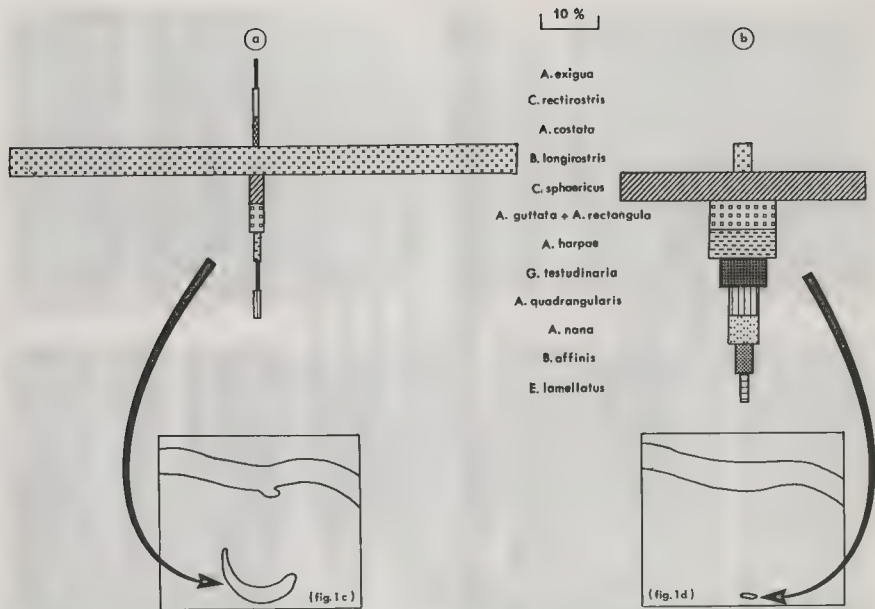


FIG. 3. — Les Cladocères, descripteurs de l'évolution des écosystèmes aquatiques abandonnés par le fleuve : comparaison du peuplement de Bosminidés et Chydondés de deux anciens méandres à deux étapes (a et b) successives de leur évolution (cf. fig. 1c et 1d).

aquatiques qui accélèrent les processus d'atterrissement (stade d'évolution schématisé par la figure 1 d). En ce qui concerne les potentialités évolutives, le peuplement de Cladocères de ce deuxième exemple signifie qu'il s'agit d'un ancien méandre en cours de transformation en écosystème semi-aquatique puis terrestre.

L'information fournie par un peuplement de Cladocères en dehors de ce modèle d'hydrosystème fluvial est bien moins riche, considérés comme indicateurs, les peuplements cités en exemple sur la figure 3, ne traduiraient que l'existence d'une eau libre eutrophe (fig. 3 a) ou d'un milieu aquatique envahi par les macrophytes (fig. 3 b).

L'utilisation conjointe du «descripteur Cladocères» et du «descripteur granulométrique» dans l'analyse stratigraphique des sédiments des anciens chenaux permet de reconstituer et d'interpréter l'histoire des écosystèmes abandonnés par le fleuve et notamment de déceler les répercussions des interventions humaines historiquement datées. La compréhension des processus évolutifs, la mise en évidence de leurs déterminismes et la quantification de leur vitesse permettra d'élaborer des modèles d'évolution de ces écosystèmes. Cette «analyse écologique rétrospective» nous semble le préalable nécessaire à toute étude écologique prospective visant à prévoir l'évolution des écosystèmes fluviaux naturellement ou avec les impacts d'aménagements divers.

3.2.1.2. Les macrophytes

L'amorce d'un processus d'évolution d'un écosystème ou d'une de ses parties est souvent un phénomène très discret. L'utilisation de descripteurs faciles à mettre en oeuvre sur un grand nombre de points d'observation permet quelquefois de déceler les premiers signes de tels processus et d'en évaluer les conséquences. Examinons un exemple relativement simple, choisi parmi les macrophytes aquatiques.

La présence d'un groupement à *Phalaris arundinacea* dans les eaux stagnantes d'un bras mort (fig. 4) révèle un processus d'atterrissement par formation d'un bouchon alluvial (BALOCCO, 1982). Si ce bouchon se situe à l'aval d'un bras mort, cela signifie que ce milieu aquatique va s'isoler par rapport aux eaux courantes ; c'est le cas, par exemple, de la confluence entre la Lône du Mortier et le ruisseau Le Gland, sur la rive droite du Rhône à hauteur du Point Kilométrique 92 (fig. 4). L'installation d'un groupement à *Phalaris arundinacea* dans la partie médiane d'un bras mort signifie que ce dernier va être fractionné par atterrissement de cette partie médiane. C'est le cas de la partie médiane de la Lône du Mortier (fig. 4) qui reçoit des alluvions par un ancien chenal qui ne fonctionne que lors des crues et qui est à peine marqué dans la topographie. L'observation de la zone à *Phalaris*

arundinacea dans le bras mort a permis de repérer cet ancien chenal et de mesurer les conséquences de son fonctionnement pourtant intermittent.

Dans ces deux exemples, la formation des bouchons alluviaux va entraîner des processus évolutifs rapides. Ils auront des conséquences à court terme sur les transferts de faune aquatique et en particulier sur les Poissons. En outre, l'arrêt de l'évacuation de la matière organique produite par l'écosystème du bras-mort et l'augmentation du front de colonisation par les héliophytes ripariaux vont accélérer les processus d'eutrophisation et d'atterrissement. Ce tels écosystèmes se transforment alors rapidement en écosystèmes semi-aquatiques puis terrestres. Ce type d'évolution est schématisé sur les figures 1 et 1 i (isolement à l'aval et fractionnement d'un bras latéral).

Ces macrophytes aquatiques fournissent donc une information fort utile pour déceler les premiers signes de la transformation d'un écosystème. Cependant, il ne s'agit pas de considérer le groupement à *Phalaris arundinacea* comme un indicateur général d'évolution ni même comme un indicateur général de bouchon alluvial ! En effet, en dehors de ce contexte de bras-morts fluviaux, ce groupement n'indique qu'une faible profondeur d'eau et un sol renfermant une fraction sableuse.

3.2.2. Descripteurs en eau courante

Le fonctionnement du système lotique est dominé par des flux dont la direction est privilégiée, de l'amont vers l'aval. Ces flux intéressent l'eau elle-même, des matières en suspension, minérales et organiques, et les organismes vivants. Ils sont régis par les cycles saisonniers, calés sur la longueur du jour et/ou la température et par les processus d'évolution du débit, agissant par la force du courant. Le débit est d'ailleurs lié pour une part aux processus saisonniers (l'étiage est souvent en août-septembre) pouvant cependant être fortement décalés, voire inversés. La dérive des organismes vivants (macroinvertébrés) intègre ce fonctionnement. Nous avons en effet pu mettre en évidence (BOURNAUD et CELLOT, 1981 ; CELLOT, 1982 ; BOURNAUD, 1982) des taxons descripteurs caractérisant, à différentes échelles, les situations du système lotique : situation hivernale ou estivale, à fort ou à faible débit, biotopes «rive» ou «chenal», effet des vidanges de barrages amont, etc...

Nous citerons deux exemples, pris à des échelles différentes.

3.2.2.1. Les larves de Trichoptères

Les larves de Trichoptères du genre *Hydropsyche* sont des indicatrices de courant et dans le cas présent des descripteurs de l'eupotamon (le fleuve lui-même) et de ses annexes lotiques. Ce sont des larves filtreuses : elles signalent aussi une eau chargée en matières (diverses) en suspension. La première partie de l'information semble évidente par ailleurs, donc superflue : l'examen d'une carte ou la vision directe sur le terrain indique déjà clairement s'il s'agit du fleuve lui-même ou d'un bras latéral courant. S'agit-il alors d'un indicateur d'évidence ? En fait la conclusion n'est pas toujours aussi aisée. L'eau de certains bras peut être parfaitement immobile le jour où on les visite, voire pendant une période de l'année (fig. 1 g). La présence d'*Hydropsyche* assurera alors que cette situation n'est que temporaire et même plutôt exceptionnelle. De plus l'indicateur biologique indique toujours plus que son étiquette : dans ce cas on saura que les eaux sont habituellement chargées et que le flux de matières en suspension est important. L'information transmise devient plus riche et on passe au niveau du descripteur.

3.2.2.2. La faune dérivante

À la fin de l'étiage d'automne la première légère augmentation de débit (bien plus faible que les crues hivernales ou



FIG. 4. — Les macrophytes aquatiques, descripteurs de potentialités évolutives des écosystèmes abandonnés par le fleuve : bouchons alluviaux en formation, révélés par la présence de groupements à *Phalaris arundinacea*.

prantinières), provoque une mise en charge très importante des matières en suspension (MES) et débris organiques (matière organique particulaire : MOP) dans le fleuve. Le débit n'est pourtant passé que de 250 à 510 m³/s (module 550 m³/s, crues 1800-2000 m³/s ; par contre la MES est multipliée par 10 et la MOP par 100, densité supérieure à celle observée lors des plus fortes crues. Le phénomène est dû à la remise en charge brutale des débris (feuilles mortes entre autres) accumulés pendant la période d'étiage. On remarque ici l'importance écologique d'une faible variation du facteur débit, replacé dans son contexte temporel (CELLOT et BOURNAUD, 1983).

Ce phénomène affecte également les organismes vivants. La faune des rives, à tendance quelque peu létinique, stable pendant sa période d'étiage, est déstabilisée par cette première montée d'eaux et envahit le chenal. Il en est de même de la faune des annexes ou anses calmes (fig. 1 a, g) qui subissent un effet de chasse. La figure 5 montre nettement ce mouvement d'envasissement du chenal. La nature et l'abondance des taxons rencontrés en dérive dans le chenal sont très caractéristiques du phénomène (tableau 1). La pose d'un filet à dérive au centre du chenal pendant seulement une demi-heure au moment de cette forte remise en charge (octobre 1979) montre une dérive énorme d'organismes plutôt létiniques (*Asellus*, *Haliplus lineaticollis*) ou inféodés à la matière organique (larves de Chironomides, y compris *Chironomus* et même une larve d'*Eristalis*). Au contraire, un relevé bien plus long (9 heures) en période d'étiage (septembre 1979) montrait seulement une faune lotique caractéristique du chenal. Des relevés plus systématiques ont ainsi permis de définir un **groupe descripteur de ce phénomène de chasse très localisé dans le temps**. Ce groupe comprend des taxons létiniques (le Crustacé *Asellus*, le Trichoptère *Setodes*, des Coléoptères comme les Haliplidae), des taxons vivant plutôt près des rives et emportés alors au niveau du chenal (les Planaires du genre *Dugesia*, les Trichoptères *Ceraclea dissimilis* et *Hydropsyche exocellata*) et enfin des taxons franchement « saprobie » (larves de Diptères *Chironomus* et *Eristalis*). Un afflux de ces taxons dans le chenal témoignera donc du phénomène de chasse décrit plus haut. On est loin de l'indicateur biologique larve d'*Eristale* trouvée au milieu du chenal, qui signifierait « milieu très eutrophe de type fosse d'aisance » !

IV — DISCUSSION

On perçoit à travers quelques exemples donnés ci-dessus la nécessité d'une connaissance du fonctionnement du système étudié, si l'on veut mettre au point un descripteur, et surtout lui conférer une signification précise.

Du point de vue biologique, il est certain que c'est un peuplement entier, avec sa structure et sa dynamique, qui seul fournit des informations complètes caractéristiques du système. En fait l'expérience montre que, dans le cas d'écosystèmes complexes, cette connaissance exige plusieurs années d'études et il risque d'être tentant de se décourager en pensant que le moindre résultat significatif nécessite des années de travail d'une équipe pluridisciplinaire d'écologistes confirmés. L'objectif apparaît même franchement illusoire, voire impossible, quand il s'agit de fournir une aide à la gestion, qui se doit d'être efficace à court terme, en vue de prises de décision. Les descripteurs de fonctionnement, choisis à la fois pour leur pertinence et pour leur facilité et rapidité d'acquisition, permettent de formuler un diagnostic sur le fonctionnement du système et sur ses potentialités évolutives, à condition de prendre en compte le contexte du système dans lequel ils sont utilisés. Une acquisition rapide d'informations écologiques cartographiables est alors possible. Le descripteur apparaît alors comme un indicateur d'un type de fonctionnement dans un modèle donné, et non comme un indicateur du niveau pris par une variable isolée (comme l'échelle des saprobies).

Deux problèmes se posent alors vis-à-vis de l'utilisateur : la clarté des informations afférentes aux descripteurs (le décodage et le descriptif doivent être compris) et l'application dans un autre système où le modèle de fonctionnement peut être différent.

À propos du premier problème, la compréhension mutuelle écologiste-utilisateur, il est certain que l'utilisateur ne pourra jamais être totalement livré à lui-même avec en main une recette simple, passe-partout, si détaillée et précise que soient la méthodologie, le cahier des charges et le livret d'interprétation. Le problème est analogue à celui des taxo-

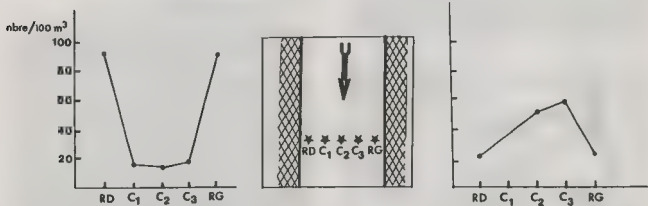


FIG. 5. — Transects de prélèvements de macro-invertébrés effectués dans le Rhône, à Jons, par substrats artificiels suspendus, en période d'étiage (12-14/9/79), et au moment de la première montée du débit (17-19/10/79). Les nombres d'individus correspondent à la dérive minimale dans 100 m³ d'eau (CELLOT, 1982).

RD = rive droite
RG = rive gauche
C1, C2, C3 = chenal

— graphique de gauche : étiage (septembre 1979)
— graphique de droite : première montée du débit (octobre 1979)

TABLEAU 1

*Invertébrés dérivants le jour dans le chenal du Rhône,
à Jons, en période d'étiage (12-13 septembre 1979)
et au moment de la première montée du débit (17 octobre 1979)*

Durée du prélèvement		Septembre étiage 9 h	octobre première élévation de débit 0,5 h
ACHÈTES			2
OLIGOCHÈTES		3	33
CRUSTACÉS	<i>Gammarus</i>	11	16
	<i>Asellus</i>		142
HÉTÉROPTÈRES	Corixidae		1
ÉPHÉMÉROPTÈRES	<i>Heptagenia sulphurea</i>	5	
	<i>Baetis</i>	14	
COLÉOPTÈRES	<i>Halitplus lineaticollis</i>	1	7
	<i>Brichius elevatus</i>		1
DIPTÈRES	Chironomini		50
	autres	72	15
	Simuliidae	4	
	Tipulidae		3
	Psychodidae <i>Psychoda</i>		3
	Syrphidae <i>Eristalis</i>		1
TRICHOPTÈRES	<i>Psychomyia pusilla</i>		2
	<i>Hydropsyche</i>	14	5

nomistes. Certains d'entre eux se refusent à écrire des clefs d'identification avec des caractères morphologiques simples (qui sont des descripteurs taxonomiques) qu'ils considèrent comme une simplification outrancière de la réalité. Ils veulent être consultés à chaque problème. Que doivent faire alors les utilisateurs qui n'ont pas de spécialistes sous la main ? Les descripteurs constituent alors bien un début de réponse. Certes le dialogue direct est toujours souhaitable : il ne pourra être que facilité par l'emploi des descripteurs.

Le deuxième problème est celui de l'application de la méthode des descripteurs à un autre système, par exemple une autre rivière dans une autre région. Le modèle devra être recalé (voir les exemples donnés plus haut, notamment au niveau des descripteurs physico-chimiques). On devra rechercher les descripteurs « vicariants » : l'élément chimique caractéristique du fleuve, l'espèce ou le groupe végétal ou animal jouant le même rôle dans le nouveau milieu. C'est le rôle de l'ingénieur écologue qui devra adapter le descripteur au nouveau système, en suivant le principe méthodologique proposé. Le gain de temps sera alors considérable.

BIBLIOGRAPHIE

- AMOROS (C.), RICHARDOT-COULET (M.), PAUTOU (G.), 1982. — Les « ensembles fonctionnels » : des entités écologiques qui traduisent l'évolution de l'hydrosystème en intégrant la géomorphologie et l'anthropisation (exemple du Haut-Rhône français). *Rev. Géogr. Lyon*, 57 (1) : 49-62.
- BALOCOCO (C.), 1982. — Contribution à la recherche d'une typologie des anciens lits du Rhône par l'écologie des macrophytes aquatiques. *D.E.A. Univ. Lyon I*, 20 p. + annexes, inédit.
- BOURNAUD (M.), 1982. — Flux hydrauliques et dynamique saisonnière des échanges entre unités fonctionnelles. Rapport d'activités PIREN 2 Rhône, 28-37.
- BOURNAUD (M.), CELLOT (B.), 1981. — Les macroinvertébrés du Rhône en amont de Lyon. Dynamique annuelle. *Actes 26^e Congr. nation. Ass. fr. Limnol.*, Orléans, pp. 138-144.
- BRAVARD (J. P.), 1982. — À propos de quelques formes fluviales de la vallée du Haut-Rhône français. *Rev. Géogr. Lyon*, 57 (1) : 39-48.
- BRAVARD (J. P.), 1983. — Les sédiments fins des plaines d'inondation de la vallée du Haut-Rhône (approche qualitative et spatiale). *Rev. Géogr. alpine*, 4 : 363-379.
- CELLOT (B.), 1982. — Cycle annuel et zonation de la derive des macroinvertébrés du Rhône en amont de Lyon. *Thèse spécialité*, Univ. Lyon I, 167 p.
- CELLOT (B.), BOURNAUD (M.), 1983. — Dynamique saisonnière des mouvements de l'eau et des particules en suspension dans un fleuve. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 22, sous-presses.
- FREY (D. G.), 1960. — The ecological significance of cladoceran remains in lake sediments. *Ecology*, 41 : 684-699.
- FRONTIER (S.), éd., 1983. — Stratégies d'échantillonnage en écologie. Paris, Masson, 494 p.
- JACQUET (C.), 1982. — Contribution à l'étude de l'évolution du Haut-Rhône français et de ses anciens bras par l'écologie régressive des Cladocères. *D.E.A., Univ. Lyon I*, 22 p. + annexes, inédit.

- JUGET (J.), REYGROBELLET (J.L.), 1982. — Valeur descriptive de la physico-chimie des eaux et des sédiments pour une partition fonctionnelle de l'hydrosystème. Rapport d'activité PIREN 2 Rhône, pp. 15-20.
- JUGET (J.), YI (B.J.), ROUX (C.), RICHOUX (P.), RICHARDOT-COULET (M.), REYGROBELLET (J.L.), AMOROS (C.), 1979. — Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français. VII. Le complexe hydrographique de la Lône des Pêcheurs (un ancien méandre du Rhône). *Schweiz. Z. Hydrol.*, 41 (2) : 395-417.
- LEGENDRE (L.), LEGENDRE (P.), 1979. — Écologie numérique, Paris, Masson 197 et 257 p.
- PASSEGA (R.), 1964. — Grain size representation by CM patterns as geological tool. *J. sediment. Petrol.*, 34 (4) : 830-847.
- PIREN-Rhône (ouvrage collectif publié sous la direction de ROUX A.L.), 1982. — Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux. Étude d'un hydrosystème fluvial : le Haut-Rhône français. Édit. C.N.R.S., Centre Rég. Publ. Lyon, 116 p.

INDICATEURS BIOLOGIQUES ET DIAGNOSE ÉCOLOGIQUE DANS LE DOMAINE PARALIQUE

par O. GUELORGET

Laboratoire d'Hydrobiologie marine
USTL, Pl. E. Bataillon - 34000 Montpellier, GREOPAR, ERA 467

et J.P. PERTHUISOT

Laboratoire de Géologie, E.N.S., 46, rue d'Ulm
75005 Paris, GREOPAR, GRECO 52

MOTS-CLÉS : Benthos, indicateurs biologiques, confinement, zonation, potentialités, paléogéographie, domaine paralique, synthèse

KEY-WORDS : Benthos, biological indicators, confinement, zonation, potentialities, paleogeography, paralic realm, synthesis

RÉSUMÉ

L'organisation zonale du domaine paralique montre que les faunes benthiques y apparaissent comme des indicateurs biologiques du confinement.

Chaque association benthique caractérise une zone définie du domaine paralique et, de ce fait, est à même de donner des indications sur la composition et les paramètres quantitatifs (richesse spécifique, densité, biomasse, production, etc...) des autres maillois. On peut donc, à partir de l'étude du benthos, proposer une diagnose sur les potentialités biologiques et économiques du milieu.

Par ailleurs, la transposition de la zonation actuelle aux séries géologiques peut aider aux reconstitutions paléogéographiques et aux recherches appliquées.

SUMMARY

The zonal organization of the Paralic Realm shows that the benthic faunas could be taken as biological indicators of confinement.

Each benthic association characterizes a defined zone of the Paralic Realm and, thus, is able to give indications on the composition and quantitative parameters (specific richness, density, biomass, production, etc...) of the other links. It is then possible, from the study of the benthos, to propose a diagnosis on the biological and economic potentialities of the middle.

In another hand, the transposition of Actual zonation to geological series may help paleogeographical reconstructions and applied researches.

1 — INTRODUCTION

On confond souvent indicateurs et indices biologiques. Il semble que l'on puisse définir ces deux termes de la façon suivante :

— un indicateur est une espèce ou un groupe d'espèces qui, par leur présence et/ou leur abondance, sont significatifs d'une ou plusieurs propriétés de l'écosystème dont ils font partie ;

— un indice est une variable numérique définie de façon plus ou moins empirique à partir de recensements quantitatifs d'une ou de plusieurs espèces.

Ces deux termes sont volontiers associés à l'idée de détection des perturbations d'origine anthropique, du moins si l'on se réfère aux nombreux travaux publiés sur ce sujet. De plus, ces études concernent le plus souvent le milieu continental — terrestre ou aquatique — ou le milieu marin, touchés de manière évidente par les pollutions, alors que la frange littorale «intermédiaire» n'a suscité que peu d'intérêt à cet égard. Sans nier l'existence de pollutions dans ce domaine paralique (GUELORGET et PERTHUISOT, 1983), nous n'avons, pour notre part, étudié que des écosystèmes paraliques très faiblement ou non pollués ; c'est pourquoi nous considérons

ici les indicateurs biologiques surtout comme des instruments permettant de rendre compte de la structure, du fonctionnement et des potentialités de ces écosystèmes.

La présente réflexion est issue d'études pluridisciplinaires portant sur une vingtaine de bassins paraliques situés depuis les zones tempérées jusque sous les climats tropicaux (GUELORGET *et al.*, 1982, 1983 ; PERTHUISOT, 1983 ; PERTHUISOT *et al.*, 1983, IBRAHIM, 1983).

2 — LES PEUPELEMENTS BENTHIQUES RÉVÉLATEURS DE LA ZONATION DU DOMAINE PARALIQUE

La structure du domaine paralique a d'abord été mise en évidence par l'étude des peuplements macrobenthiques de substrat meuble qui font apparaître une zonation caractéristique commune à tous les milieux aquatiques, quels que soient leurs gradients de salinité et, en particulier, leur salure ou leur soussalure par rapport à l'eau de mer «normale» (1). Une zonation parallèle est observable dans le cas des substrats durs.

1 Les faunes et les flores paraliques ne sauraient constituer des indicateurs de salinité (GUELORGET et PERTHUISOT, 1982)

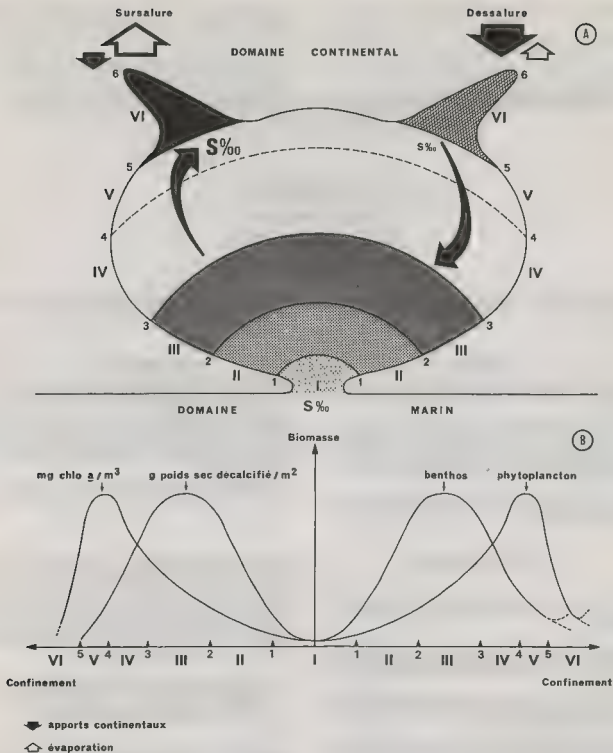


FIG 1. A — Représentation schématique de la zonation biologique (en chiffres romains) définissant l'échelle de confinement (en chiffres arabes) des écosystèmes parallèles.

B. — Variations indicatives des biomasses benthiques et phytoplanctoniques en fonction de l'échelle de confinement. Les points singuliers du diagramme (maxima, croisements de courbes) restent fixes par rapport à la zonation biologique. Les valeurs de biomasse correspondantes peuvent varier en fonction de la productivité globale de chaque bassin. D'après GUELORGET *et al.*, 1983.

2.1. Substrats meubles

En fonction d'un confinement croissant défini par un indice variant de 0 à 5 (GUELORGET et PERTHUISOT, 1983), la zonation des peuplements benthiques de substrat meuble s'établit comme suit dans le domaine méditerranéen (fig. 1).

ZONE I — Comprise entre les degrés de confinement 0 et 1, cette zone est située à proximité immédiate des communications avec la mer et apparaît comme une continuation du domaine marin. La macrofaune y est composée de nombreuses espèces strictement thalassiques appartenant généralement au cortège faunistique de la biocénose des Sables Fins Bien Calibrés (S.F.B.C.) (PERES et PICARD, 1964).

La flore des macrophytes est caractérisée par la présence de *Posidonia oceanica*.

ZONE II — À partir du degré 1, la pénétration dans le domaine paralique est effectuée. La macrofaune benthique est caractérisée par la disparition des espèces strictement marines. On rencontre encore : les Mollusques *Macra corallina*, *M. glauca*, *Telina tenuis*, *Donax semistriatus*, *D. trunculus*, *Acanthocardia echinata*, *Dosinia exoleta* ; les Polychètes *Audouinia tentaculata*, *Magelona papillicornis*, *Owenia fusiformis*, *Phyllodoce mucosa*, *Pectinaria koreni* ; le Crustacé *Porunus latipes* ; les Échinodermes *Asterina gibbosa*, *Holothuria polii*, *Paracentrotus lividus*. On note enfin la présence de *Branchiostoma lanceolatum* dans les faciès sableux exempts de surcharge organique.

La macroflore phanérogamique est marquée par la disparition de *Posidonia oceanica* et la dominance des petites Phanérogames telles que *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii*, et de *Caulerpa prolifera*.

La limite de cette zone (degré 2 de confinement) est marquée par la disparition totale des Échinodermes.

ZONE III — Comprise entre les degrés 2 et 3, cette zone est dominée par des espèces qualifiables de «mixtes», car pouvant se trouver en milieu marin comme en milieu paralique. En ce qui concerne la macrofaune benthique, ce sont notamment *Venerupis decussata*, *V. aurea*, *Scrobicularia plana*, *Corbula gibba*, *Loripes lacteus*, *Gastrea fragilis*, *Akera bullata*, *Nephtys hombergii*, *Armandia curiosa*, *Glycera convoluta*, *Upogebia littoralis*.

ZONE IV — Zone comprise entre les degrés 3 et 4, le premier étant défini par la disparition de toute faune thalassique. Les espèces présentes sont strictement paraliques, comme *Abra ovata*, *Cerastoderma glaucum*, *Hydrobia acuta*, *Nereis diversicolor*, *Gammarus insensibilis*, *G. aequicauda*, *Corophium insidiosum*. La macroflore est caractérisée par l'apparition de *Ruppia spiralis*.

ZONE V — Dans cette zone, comprise entre les degrés 4 et 5, le peuplement animal est composé essentiellement d'une faune vagile comprenant des Crustacés détritivores (*Sphaeroma hookeri*, *S. rugicauda*, *Corophium insidiosum*, *Idotea balthica*), des gastropodes brouteurs (*Hydrobia acuta*, *Pirella conica*), des Polychètes comme *Nereis diversicolor*, et des larves de *Chironomidae* dans la tranche tout-à-fait supérieure du sédiment (quelques millimètres). Dans cette zone, et tout particulièrement dans les milieux très sous-salés, apparaissent les éléments de la faune dulçaquicole (Trichopéres, Oligochètes, Odonates). Dans les milieux sursalés, on peut éventuellement rencontrer des éléments de la faune évaporitique (*Artemia salina*).

Les herbiers, lorsqu'ils existent, sont dominés soit par *Potamogeton pectinatus*, soit par les Characées ; il y a éventuellement des herbiers mixtes.

ZONES VI — Cette zone, comprise entre les degrés 5 et 6,

représente le passage à ce que l'on peut qualifier de «paralique lointain», milieu soit dulçaquicole, soit évaporitique. Le passage à l'eau douce est marqué par la persistance de quelques espèces paraliques vagiles (*Sphaeroma hookeri*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Gammarus insensibilis*) et l'apparition d'espèces dulçaquicoles strictes. Les milieux sub-évaporitiques se caractérisent par l'absence de macrofaune benthique, à l'exception des brouteurs qui fréquentent momentanément cette zone pour consommer des tapis algaires. On observe en effet une colonisation quasi-totale du substrat par des cyanobactéries formant ces tapis ou même des édifices stromatolithiques.

2.2. Substrats durs

La zone I comporte la plupart des espèces thalassiques des peuplements infra-littoraux des côtes rocheuses méditerranéennes (PERES et PICARD, 1964).

En zone II, la richesse taxonomique se réduit considérablement et ne dépasse guère une cinquantaine d'espèces thalassiques et mixtes. Parmi celles-ci, les plus communément rencontrées : *Hydrulides elegans*, *Serpula vermicularis*, *Bowerbankia imbricata*, *Bugula stolonifera*, *Anomia ephippium*, *Modiolus barbatus*, *Botryllus schlosseri*. Les peuplements végétaux sont dominés par *Bangia fuscopurpurea*, *Ceramium rubrum*, *Padina pavonia*, *Cystoseira* (diverses espèces), *Acetabularia mediterranea*, *Codium vermicularia*, *Halimeda tuna*. C'est au voisinage de la limite entre zones II et III que peuvent apparaître les constructions récifales à *Neogoniolithon notarisii* (DENIZOT et al. 1981).

C'est dans la zone III que se développent préférentiellement les espèces mixtes filtreuses : *Mytilus galloprovincialis*, *Ostrea edulis*, *Avicula hirudo* (Bahiret el Bou Grara), *Ciona intestinalis*, *Siyella plicata*, *Phalusia mamillata*, *Bugula neritina*, *Membranipora membranacea*, *Balanus eburneus*, représentant l'essentiel de la macrofaune fixée. Dans la flore apparaissent diverses espèces d'*Enteromorpha* et *Ulva lactuca*.

Les zones IV et V se caractérisent par un petit nombre d'espèces paraliques et le peuplement est dominé par le Cirripède *Balanus amphitrite* (associé à *B. eburneus*), le Pélécyopode *Brachydontes marioni* et le Polychète *Mercierella enigmatica* (VUILLEMIN, 1965) qui est susceptible de produire des constructions de type récifal comme, par exemple, dans la lagune nord de Tunis. La flore est presque exclusivement composée de Chlorophycées *Enteromorpha* gr. *intestinalis* et *Ulva lactuca* auxquelles s'associe localement *Gracilaria verrucosa*.

Toute macrofaune fixée disparaît en zone VI pour laisser la place à un recouvrement cyanophytique (*Lyngbya confervoides*, *Calothrix eruginea*, *C. scopulorum*, *Anabaena* sp., *Oscillatoria nigro-viridis*...).

3 — L'ORGANISATION DU DOMAINE PARALIQUE

La structure zonale qui vient d'être décrite se retrouve dans tout le domaine paralique, même si bien entendu les espèces changent en partie ou en totalité lorsque l'on passe d'une province biogéographique à une autre.

En s'appuyant sur cette structure zonale, on peut proposer un schéma plus général de l'organisation du domaine paralique, en étudiant la zonation des différentes composantes biologiques des écosystèmes et les divers gradients quantitatifs qu'elles forment (fig. 2).

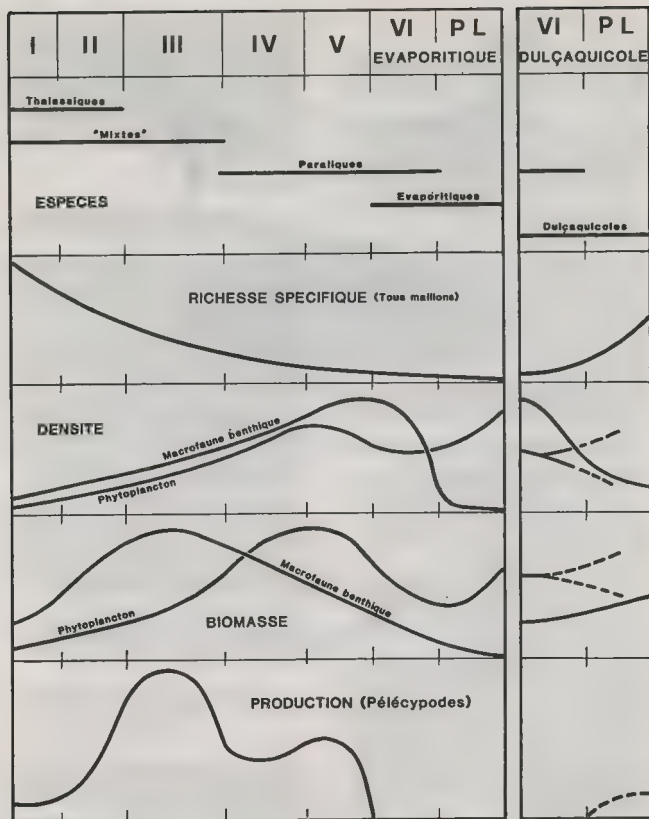


FIG. 2. — Organisation du domaine paralytique, en fonction du confinement (PL : Paralytic Lointain). Les différents diagrammes sont sans échelle verticale. Les courbes ne veulent que matérialiser les gradients des diverses grandeurs caractéristiques des écosystèmes.

3.1. Organisation d'ensemble

3.2.1. Peuplements phytoplanctoniques

D'une façon générale, le confinement croissant se traduit par une diminution de la richesse spécifique ; toutefois, les bassins fortement influencés par les apports continentaux s'enrichissent en taxons dulçaquicoles (tabl. 1).

TABLEAU 1
Richesse taxonomique du phytoplancton dans divers bassins paraliques méditerranéens

Bassin	Richesse taxonomique	Zones de confinement prédominantes
Étang de Diana	41	II (III)
Mar Chica	29	II
Étang de Mauguio	13	IV (V)
Lac Melah	10	IV — V
Triangle des Bermudes	8	IV — V (VI)
Étang de Biguglia	27	V — VI (Influences dulçaquicoles)

(d'après les données de FRISONI, communication personnelle)

Les zones directement soumises aux influences marines (I, II et III) se caractérisent par la présence d'un phytoplancton typiquement néritique où figurent essentiellement les Diatomées centriques (*Skeletonema costatum*, *Melosira* sp., *Coscinodiscus* sp., *Chaetoceros* sp., *Rhizosolenia* sp., *Thalassiosira* sp.), dont l'abondance relative moyenne peut atteindre 25 %. Elles sont associées à des Diatomées pennées (*Nitzschia closterium*, *Thalassiotrix frauenfeldi*) ainsi qu'à quelques Péridiniens (*Ceratium furca*) et diverses formes nannoplanc-toniques (Chlorophycées, Cryptophycées, Cyanophycées).

Dans les zones typiquement paraliques (IV, V) les Diatomées centriques sont très rares ; les Diatomées pennées, toujours présentes, sont rarement abondantes (*Navicula* sp., *Gyrosigma* sp., *Amphora* sp., *Striatella* sp.). Le peuplement est généralement dominé par les Péridiniens et les groupes du nannoplancton.

Parmi les Péridiniens, on notera la fréquence et l'abondance de *Exuviella compressa* et de *Prorocentrum scutellum* qui peuvent représenter jusqu'à 99 % du peuplement dans certains cas et par ailleurs s'observer tout au long du cycle annuel dans un même bassin, tel l'étang de Biguglia (FRISONI, communication personnelle).

C'est dans la zone V que la production phytoplanctonique est maximale. Par ailleurs, la surface du sédiment est en voie de colonisation par les Cyanophycées. Ainsi la sédimentation est-elle essentiellement organique et le milieu interstitiel hautement réducteur.

Dans les zones les plus confinées du proche paralique (zone VI), les peuplements phytoplanctoniques sont dominés par des espèces habituellement périphtiques ou benthiques. On remarquera à cet égard que dans ces milieux généralement laminaires, le microphytobenthos est facilement remis

en suspension, que la prise d'échantillon peut perturber le milieu et concerner ainsi des éléments du phytobenthos, d'autant que les individus sont affectés de « nanisme » lagunaire ; enfin, dans les milieux sursalés, la densité de l'eau ou des saumures interdit pratiquement l'existence de microphytobenthos libre et les espèces qui le composeraient sont en suspension dans le milieu.

Au-delà de la zone VI, dans le paralique lointain, les peuplements sont différents selon que l'on s'adresse au pôle dulçaquicole ou au pôle évaporitique. Dans les eaux pénédulçaquicoles, on assiste à l'invasion du milieu par les espèces typiques d'eau douce. Dans les saumures évaporitiques, le peuplement est composé essentiellement de la Chlorophycée *Dunaliella salina* (ou *viridis*), *salina* étant la forme rouge qui donne la coloration si caractéristique des tables salines en activité, *viridis* étant la forme verte des partènements cyano-bactériens (diverses algues bleues et les bactéries du S et du Fe) (CORNEE, 1983).

Ainsi s'esquisse, en ce qui concerne le phytoplancton, une zonation biologique analogue et superposable à celle que présente le macrobenthos et qui définit l'échelle de confinement.

3.1.2. L'ichtyofaune

Dans les faunes méditerranéennes, on peut distinguer deux catégories d'espèces.

Des espèces sédentaires, qualifiables de paraliques, sont présentes tout au long de l'année ; elles sont peu nombreuses, de petite taille et de faible longévité. Leur cycle biologique s'effectue totalement en milieu paralique. Elles possèdent un fort pouvoir de reproduction et sont représentées par des populations abondantes. Ce sont par exemple : *Atherina boyeri*, *Aphanius fasciatus*, *Potamochistus marmoratus*, *Syngnathus abaster*, *Mugil cephalus*.

Des espèces migrantes, de taille généralement supérieure aux précédentes et de plus grande longévité, ont un cycle biologique qui comporte une phase reproductrice obligatoire en mer (ou de statut mal défini). Dans ce groupe, on peut distinguer :

- Les espèces migrantes régulières (que nous qualifierons volontiers d'espèces mixtes) dont les alevins et les juvéniles O^+ viennent en milieu paralique y effectuer une période (trophique) obligatoire de leur cycle biologique. Citons les muges, certains Sparidés (*Sparus aurata*, *Diplodus sargus*, *Pagellus mormyrus*...), le loup (*Dicentrarchus labrax*), la sole (*Solea vulgaris*), la plie (*Pleuronectes platessa*). Certains individus adultes ou juvéniles (1^+) appartenant à ces espèces sont susceptibles de revenir occasionnellement en lagune pour s'y nourrir ;

- Les espèces migrantes occasionnelles ou accidentelles, habituellement thalassiques, que l'on rencontre de façon sporadique et aléatoire en milieu paralique. Citons, parmi les plus fréquentes, les Labridés, les Gobiidés, l'orpie (*Belone belone*), l'anchois (*Engraulis encrassolus*), les rougets, les rajades (*Myliobatis aquila*), *Coccula coeca* ;

- Les espèces ubiquistes, comme l'anguille (*Anguilla anguilla*) qui peuvent se rencontrer dans pratiquement tous les milieux aquatiques.

3.1.3. La richesse spécifique (fig. 2)

Pour tous les maillons, elle diminue régulièrement et de manière significative depuis la mer vers les confins. On note cependant une reprise de la richesse spécifique dans le paralique lointain (GUELORGET et PERTHUISOT, 1983) en direction du pôle dulçaquicole.

3.1.4. La densité (fig. 2)

À l'inverse de la richesse spécifique, la densité augmente

graduellement jusqu'en zone VI où elle atteint son maximum.

3.1.5. La biomasse (fig. 2)

La biomasse des peuplements benthiques et celle des peuplements phytoplanctoniques présentent toutes deux un maximum, la première en zone III, la seconde en zone V. De ce fait, les courbes se croisent en zone IV. Ainsi, les zones IV, V et VI sont habituellement soumises à une sédimentation préférentielle de manière organique.

3.1.6. La production des Pélécytopodes

Elle est maximale en zone III : les principales espèces qui participent à cette production sont les *Veneridae*, *Loripes lacteus*, *Scrobicularia plana*, en substrat meuble et les *Mytilidae* et *Ostreidae* en substrat dur.

Une deuxième zone productive est la zone IV - V avec *Cerastoderma glaucum* et *Abra ovata*.

3.2. Les points singuliers

L'organisation des milieux paraliques peut localement présenter des anomalies structurelles.

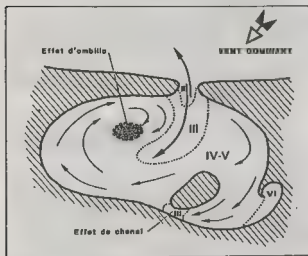


FIG. 3. — Schéma de l'organisation d'un bassin paralique (les chiffres romains correspondent aux zones de confinement croissantes du «Proche Paralique»).

I — Dans de nombreux bassins plus ou moins isodiamétriques (fig. 3), la circulation imposée par la direction des vents dominants et l'effet de Coriolis est telle que les eaux marines importées suivent habituellement un trajet circulaire à peu près constant au long duquel elles se confinent progressivement. Elles finissent par aboutir dans une zone où elles stagnent avant d'être progressivement évacuées. Ces zones d'«ombilic hydraulique», qui semblent, dans l'hémisphère nord, habituellement situées au voisinage de la communication avec la mer, à droite, en entrant, se caractérisent par :

- une biomasse phytoplanctonique élevée, souvent supérieure à celle du reste du bassin, constituée par un plancton sénescant riche en phéopigments ;

- la réduction, voire la disparition du recouvrement macrophytique ;

- la diminution de la richesse spécifique et de la biomasse de la faune benthique malgré l'augmentation de la densité ;

- la raréfaction des espèces suspensivores (Pélécytopodes) (3) au profit des espèces détritivores (Polychètes et Crustacés) dont certains indicateurs d'engraissement organique (*Caprellidae*). À la limite, la macrofaune benthique peut faire totalement défaut ;

- une sédimentation très fine de particules phylliteuses, de carbonates et de matière organique dont la teneur peut dépasser 50 % du poids du sédiment sec.

2 — À l'inverse, il peut exister des zones d'accélération du courant au niveau de la communication avec le large, ou de passes entre divers bassins, etc. Dans ce cas, l'augmentation du débit des éléments d'origine marine aboutit à un déconfinement local par rapport à l'environnement immédiat. Ceci se traduit à cet endroit précis par :

- une productivité accrue des peuplements phytoplanctoniques ;

- l'augmentation de la richesse spécifique et de la biomasse de la flore et de la faune benthiques avec éventuellement l'apparition localisée d'espèces caractéristiques d'un confinement plus faible ;

- une sédimentation plus grossière, moins riche en matière organique avec, dans le cas de courants forts (dans les passes notamment) une absence quasi-totale de dépôt sédimentaire autre que les bioconstructions (encroûtements algaires).

4 — LES POSSIBILITÉS DE DIAGNOSE ÉCOLOGIQUE DANS L'ACTUEL ET DANS L'ANCIEN

L'analyse des flores et des faunes benthiques a permis de mettre en évidence dans le domaine paralique une organisation spatiale et fonctionnelle des écosystèmes très générale, qui est gérée par un paramètre essentiel que nous avons appelé antérieurement le confinement (par rapport à la mer), dont la signification biologique reste à préciser (GUELORGET et PERTHUISOT, 1983). Dans l'état actuel de nos connaissances, en effet, il n'est pas possible d'appréhender les mécanismes — en particulier physiologiques — qui régissent l'organisation des écosystèmes paraliques. Cela ne le deviendra qu'au prix de recherches pluridisciplinaires variées et d'expérimentations poussées, qui apporteront sûrement des conceptions nouvelles, sur la biohydrochimie des domaines marin et paralique, sur la physiologie des espèces et sur la ségrégation des oligoéléments et des substances biogènes (vitamines par exemple) entre le domaine marin et le domaine continental.

Quoi qu'il en soit, le caractère général de l'organisation du domaine paralique fait que les organismes benthiques peuvent être utilisés comme des descripteurs des écosystèmes paraliques. De fait, ils constituent d'excellents indicateurs biologiques pour diverses raisons :

- ils sont très directement et très facilement accessibles à l'observation et à la mesure ; on peut par exemple, si l'on est totalement dénué de matériel de prélèvement, se contenter de l'observation des laines littorales ;

- ils intègrent à plus ou moins long terme les conditions du milieu ;

— ils témoignent des diverses propriétés qualitatives et quantitatives de l'écosystème ou de la fraction d'écosystème auxquels ils appartiennent et en permettent ainsi une diagnose rapide.

Ainsi, une association benthique déterminée ou même la seule présence d'une espèce caractéristique permettront d'évaluer les potentialités biologiques et économiques d'un site en donnant des indications sur :

- le confinement moyen de l'écosystème ;
- une fourchette des valeurs de la biomasse, de la densité du benthos lui-même, mais aussi des valeurs de la production primaire et de la richesse spécifique du phytoplancton ;
- une indication sur la production intrinsèque du milieu ;
- des guides pour sa mise en valeur (conchyliculture, pisciculture, implantation de salin, etc...).

L'un des aspects du fonctionnement naturel des écosystèmes paraliques est la sédimentation de la matière organique. Les peuplements benthiques peuvent servir d'indicateurs de cet enrichissement. Cependant, si celui-ci ne résulte pas seulement du fonctionnement normal du système, mais

aussi d'apports d'origine anthropique (on parle alors habituellement de pollution). Les changements observés au niveau des organismes benthiques sont de même type. Ceci est bien montré par la comparaison entre le Bahiret el Biban, en Tunisie, où l'engraisement organique est naturel, et l'Étang du Prévost, en France, où le phénomène est lié à la présence d'effluents polluants (fig. 4).

Il faut donc bien voir que des indicateurs biologiques, s'ils rendent compte de l'état d'un écosystème, n'informent pas nécessairement sur les raisons, naturelles ou pathologiques, de cet état.

On ajoutera que dans le cas de rejets urbains en milieu marin, l'essentiel de ceux-ci est constitué d'eau continentale qui localement peut confiner le milieu récepteur et le transformer ainsi en milieu paralique. Dans ce cas l'apport massif de matière organique n'est qu'un phénomène secondaire qui justifie l'apparition des indicateurs paraliques d'engraisement organique. On le voit, l'interprétation détaillée des phénomènes reste souvent délicate.

Malgré tout, les organismes benthiques offrent d'intéressantes possibilités de diagnose écologique sur les écosystèmes paraliques actuels, dont les enseignements peuvent aider aux

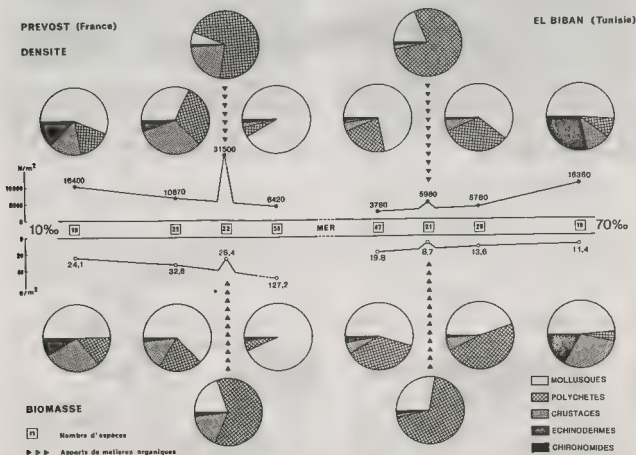


FIG. 4. — Variations quantitatives de la macrofaune benthique dans l'Étang du Prévost (France) et le Bahiret el Biban (Tunisie). D'après GUELORGET et PERTHUISOT, 1982).

Les apports locaux de matière organique, qu'ils soient naturels (cas de la Bahiret el Biban) ou anthropiques (cas de l'Étang du Prévost), se traduisent par les mêmes transformations qualitatives et quantitatives des peuplements benthiques.

reconstitutions paléogéographiques fines et à la recherche d'éventuelles roches-mères d'hydrocarbures. Nous en donnons deux exemples.

1 — Essai de reconstitution paléoenvironnementale : le Stampien du Bassin de Paris.

Pour essayer de transposer la zonation mise en évidence dans le domaine paraliq actuel à une période ancienne, il fallait disposer d'une étude effectuée sur un étage particulier et de la description la plus complète possible des paléofaunes récoltées en de nombreux gisements. Nous avons choisi le Stampien car la thèse d'ALIMEN (1936) présente à cet égard toutes les qualités requises. Pour essayer d'obtenir une précision encore plus grande, nous avons distingué le Stampien inférieur, à l'exclusion du Sannoisien qui d'ailleurs était considéré à l'époque comme indépendant du Stampien. Enfin, nous avons tenu compte du fait que certains gisements présentent des faunes mixtes ou indéterminées. Nous avons au total comptabilisé 38 gisements fossilifères.

Les paramètres qui ont été pris en considération dans cette approche sont la richesse spécifique de la faune benthique, la représentation des divers groupes zoologiques et leurs proportions relatives. On peut cependant chercher à aller un peu plus loin et essayer, au vu de la richesse spécifique d'une part et la densité lorsque l'on peut en avoir une indication d'autre part, de définir les espèces strictement paraliq caractéristiques d'un confinement élevé. Dans cette catégorie se rangent à l'évidence des espèces comme *Cyrena convexa*, *Melania decussata*, *M. semidecussata*, les Hydrobiidés, et un certain nombre de cérites, *Cerithium conjunctum*, *C. plicatum*, *C. trochleare* et bien sûr *Cerithium (Potamidés) lamarki*. Le doute subsiste en ce qui concerne les Huitres, *Ostrea longirostris*, *Ostrea cyathula* qui, par comparaison avec la nature actuelle seraient plutôt des espèces mixtes. Cependant, il existe à Evreux une *Ostrea cyathula* var. *minor* qui pourrait bien être paraliq ou indiquer un milieu fortement confiné (nanisme). De même *Natica crassatina* semble caractériser les zones les plus confinées et pourrait bien être une espèce paraliq malgré sa taille notable.

L'ensemble des caractéristiques biologiques des différentes faunes des gisements stampiens permet d'esquisser la zonation biologique aux deux niveaux que comporte cet étage :

■ Stampien inférieur (fig. 5)

Lès Échinodermes et les Nummulites ne sont représentés que dans la partie tout à fait méridionale du bassin, où par ailleurs, les associations paléofaunistiques présentent le maximum de richesse spécifique : seule cette zone très méridionale est sous influence marine directe (zone II du paraliq actuel).

De part et d'autre du couloir qu'elle dessine et vers le Nord du Bassin, on assiste à une diminution significative de la diversité spécifique qui s'accompagne localement de la prolifération de certaines espèces. La faune n'est plus représentée que par les Mollusques au sein desquels les Gastéropodes deviennent largement dominants. Ceci dénote un confinement nettement plus fort (zones III et IV).

■ Stampien supérieur (fig. 6)

Le dispositif est schématiquement le même mais, dans l'ensemble, le confinement est plus prononcé : hormis dans la région de Pierrefitte et d'Ormoys, la diversité spécifique se réduit considérablement, en particulier dans tout le NO du bassin où la faune se réduit à quelques Pélécy-podes (*Ostrea cyathula*, *Cyrena convexa*) associés à des *Potamidés lamarki* et des Hydrobiidés. En outre, la présence locale (Evreux) de couches riches en matière organique indique le fort confinement de toute cette région (zones IV et V) et son caractère typiquement paraliq.

Le schéma de l'organisation biologique du Bassin de Paris au Stampien et les gradients de confinement que l'on peut en inférer (à partir des données d'ALIMEN) montrent à l'évidence que l'influence de la mer ne se manifestait pendant cette période qu'au Sud du Bassin : c'est donc dans cette direction qu'il faut rechercher la communication avec le domaine marin. Cette conclusion, qui s'oppose à celles

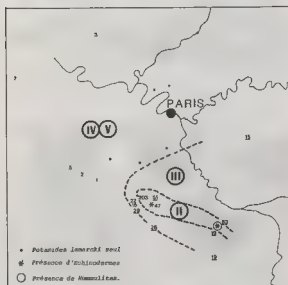


FIG. 5. — Essai de reconstitution des zones de confinement au Stampien inférieur dans le Bassin de Paris. Les chiffres romains représentent la richesse spécifique de chaque gisement d'après ALIMEN (1936). Les chiffres soulignés correspondent aux faunes mixtes ou indéterminées.

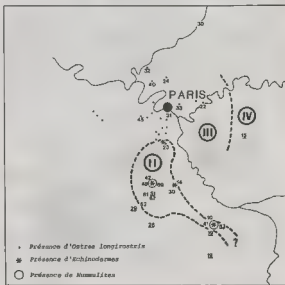


FIG. 6. — Essai de reconstitution des zones de confinement au Stampien supérieur dans le Bassin de Paris. Les chiffres romains représentent la richesse spécifique de chaque gisement d'après ALIMEN (1936). Les chiffres soulignés correspondent aux faunes mixtes ou indéterminées.

d'ALIMEN, semble être corroborée par des découvertes récentes (POMEROL, 1973) au Sud du Bassin de Paris. La communication vers l'Atlantique à l'emplacement approximatif de la vallée de la Seine, suggérée par cet auteur, doit à

notre avis être supprimée, surtout au Stampien supérieur.

2 — Guides pour la localisation de roches-mères potentielles dans les séries paraliques possibles.

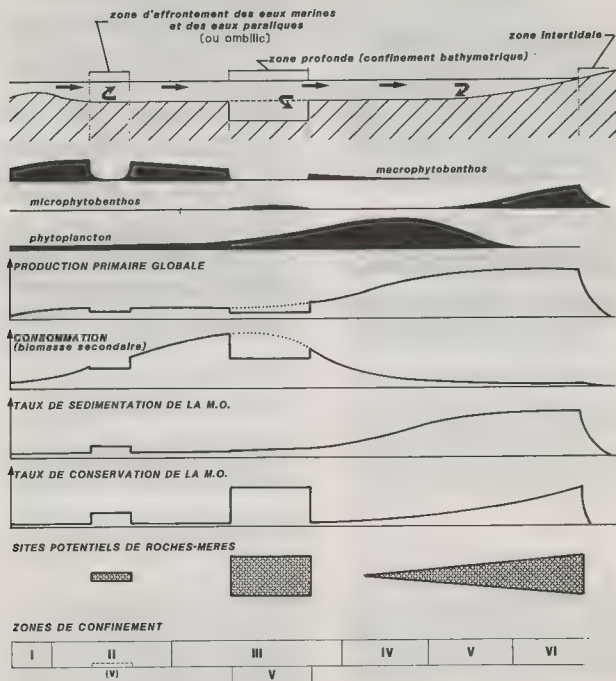


FIG 7. — Les potentialités du proche paralique dans la genèse des hydrocarbures en fonction du confinement. En parallèle avec une coupe idéalisée d'un bassin paralique, ont été représentés schématiquement les différents paramètres qui régissent l'accumulation de roches-mères potentielles.

La connaissance des sites préférentiels de sédimentation de la matière organique dans les milieux actuels est susceptible de fournir des guides pour la localisation des roches-mères d'hydrocarbures dans les bassins sédimentaires, notamment dans les séries paraliques (fig. 7). On recherchera principalement les zones à confinement élevé (zones IV et surtout V).

5 — CONCLUSION

L'exemple du domaine paralique montre que le terme d'indicateur biologique désigne, plus que de simples moyens de détection de pollutions, de véritables instruments de diagnose écologique. Ils ne sont évidemment opérationnels que si l'on dispose préalablement d'une typologie des écosystèmes pris en considération, ce qui est maintenant le cas pour les milieux paraliques. Par le seul recensement des espèces benthiques, il est désormais possible d'obtenir pour chaque bassin sa position dans l'échelle de confinement, de décrire ses traits fonctionnels majeurs et d'évaluer ses potentialités biologiques : c'est là le préalable indispensable à toute tentative de mise en valeur économique.

BIBLIOGRAPHIE

- ALIMEN (H.), 1936. — Étude sur le Stampien du Bassin de Paris. *Mém. Soc. Géol. Fr.* (N.S.), XIV, 31, 309 p.
- CORNEE (A.), 1983. — Sur les bactéries des saumures et des sédiments de marais-salants méditerranéens. Importance et rôle sédimentologique. *Doc. GRECO 52*. Muséum Hist. Nat., Paris, 3, 126 p.
- DENIZOT (M.), GUELORGET (O.), MASSIFUX (M.) et PERTHUISOT (J.P.), 1981. — Une remarquable construction récifale à Méliobésées dans une lagune sursalée du SE tunisien (La Bahret el Biban). *Cryptogamie : Algologie*, II, 4, 253-266.
- GUELORGET (O.) et PERTHUISOT (J.P.), 1982. — Structure et évolution des peuplements benthiques en milieu paralique. Comparaison entre un modèle dessalé (l'Étang du Prévoist, France) et un modèle sursalé (La Bahret el Biban, Tunisie). Conséquences biologiques et géologiques. *Journ. Rech. Océanogr.*, VII, 2-3-4, 2-11.
- GUELORGET (O.) et PERTHUISOT (J.P.), 1983. — Le domaine paralique. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. *Trav. Lab. Géol. E.N.S.*, Paris, 16, 136 p.
- GUELORGET (O.), FRISONI (G.F.) et PERTHUISOT (J.P.), 1982. — Contribution à l'étude biologique de la Bahret el Biban, lagune du SE tunisien. *Mém. Soc. Géol. Fr.* (NS), 144, 173-186.
- GUELORGET (O.), FRISONI (G.F.) et PERTHUISOT (J.P.), 1983. — La zonation biologique des milieux lagunaires : définition d'une échelle de confinement dans le domaine paralique méditerranéen. *Journ. Rech. Océanogr.*, VIII, 15-36.
- IBRAHIM (A.), 1983. — Contribution à l'étude hydrochimique, biologique et sédimentologique de la lagune de Guemshah (Égypte). *Thèse d'Université E.N.S. Paris*, 126 p.
- PERES (J.M.) et PICARD (1984). — Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rech. Trav. Sc. Mar. Endoume*, 31, (47), 137 p.
- PERTHUISOT (J.P.), 1983. — Introduction générale des marais salants de Salin-de-Giraud (Sud de la France). Le cadre géographique et le milieu. *Géol. Médit.* (sous presse).
- PERTHUISOT (J.P.), GUELORGET (O.), FRISONI (G.F.) et MAURIN (A.), 1983. — Expressions hydrochimiques, sédimentologiques et biologiques du gradient de confinement dans un parélement salinier abandonné : le Triangle des Bermudes (Santa Pola, Espagne). *Journ. Rech. Océanogr.*, VIII, 1, 38-56.
- POMEROL (Ch.), 1973. — Stratigraphie et paléogéographie. Ère Cénozoïque (Tertiaire et Quaternaire). Doin, Paris, 270 p.
- VUILLEMIN (S.), 1965. — Contribution à l'étude écologique du Lac de Tunis. Biologie de *Mercierella enigmatica* Fauvel. *Thèse d'État, Université Paris VI*, 554 p.

LES RÉPONSES DE *FORMICA LUGUBRIS* ZETT À LA DÉGRADATION ANTHROPIQUE DES FORÊTS DE L'ÉTAGE SUBALPIN FRANÇAIS

par C. TOROSSIAN et L. ROQUES (*)

Laboratoire de Bio-Écologie des Insectes
Université Paul Sabatier — 31077 Toulouse

MOTS-CLÉS : *Formica lugubris* Zett., Dynamique des populations, Forêts de montagne, Anthropisation, Dégénération du milieu, Bio-indicateur

KEY-WORDS : *Formica lugubris* Zett., Populations dynamic, Mountain forests, Anthropisation, Degenerative process, Bioindicator

RÉSUMÉ

Dans ce travail nous avons en premier lieu défini le test «*Formica rufa*» s.l. Nous avons précisé un certain nombre de conditions permettant l'étude quantitative des populations de *Formica lugubris* Zett., et discuté de l'intérêt de l'utilisation des volumes des constructions érigées pour une étude fiable de la dynamique des populations de fourmis rousses des bois.

Nous définissons ensuite trois séries de paramètres à la lumière desquels il paraît intéressant de réaliser l'étude dans le temps des populations de *Formica lugubris* Zett. :

- descripteurs du milieu forestier,
- paramètres myrmécologiques (pseudobiomasse à l'hectare, volume moyen des nids, nombre de nids à l'ha, état des nids, pseudobiomasse des différentes catégories de nids...),
- descripteurs de l'anthropisation et de l'agression des milieux forestiers montagnards.

Dans la deuxième partie, nous présentons les résultats obtenus, et les conclusions que l'on peut dégager de l'étude corrélatrice des trois séries de paramètres, réalisée au moyen d'analyses factorielles. Nous montrons l'intérêt de *Formica lugubris* Zett. comme bioindicateur de l'état des forêts de l'étage sub-alpin français (Hautes-Alpes, Pyrénées-Orientales).

Nous discutons la valeur de cette conclusion, et l'appréciation du degré de risque d'une station donnée. Nous essayons enfin, de montrer que par ce type d'étude il paraît possible de formuler une certaine prévision évolutive devant le type et la puissance de la menace anthropique exercée à l'encontre d'un peuplement forestier.

Le présent travail constitue une recherche sur le problème nouveau de l'étude des fourmis du groupe *Formica rufa*, et plus spécialement de l'espèce dominante *Formica lugubris* Zett., comme indicateur biologique de dégradation des milieux forestiers de montagne. Les observations maintes fois répétées des variations quantitatives des populations de fourmis rousses, et des dégradations concomitantes du milieu forestier montagnard, ont été à la base de ces investigations. Nous tenons à préciser préliminairement, que nos observations se sont toujours effectuées dans le même étage

SUMMARY

The answers of the ant *Formica lugubris* Zett. (Hymenoptera formicidae) to anthropic degenerative process of french sub-alpine forests

In this work we describe, in first time, the «*Formica rufa* ant test» We expose the conditions of the utilisation of *Formica lugubris* Zett. populations, by using quantitative studies of their epigaeic nests. We describe our nests volume scale, and define three families of indispensable biological and ecological parameters for our studies :

- parameters of living forests, more specially of the underwood,
- parameters of ants populations (pseudobiomass, average volume, number of ant-nests per ha, sanitary state of nests, pseudobiomass of several type of nests...),
- in the second part of this work, we explain our results (established by means of some factorial analysis...).

We show the interest of *Formica lugubris* Zett. as biological indicator of anthropisation state of some sub-alpine french forests (Alpes, Pyrénées-orientales).

We discuss the practical interest of this conclusion more specially in the evaluation of the level of the degenerative process of the forests. Finally, we suggest in conclusion that this type of studies can be used for testing and preventing the injurious anthropic process of some french mountain forests.

écologique d'altitude. En outre, les études que nous réalisons constituant une approche particulière d'un problème de dynamique des populations des fourmis rousses (écologie quantitative), il a été nécessaire de mettre au point une méthodologie et des techniques appropriées. Les recherches présentées résultent de travaux commencés avant 1960 que nous avons développés et intensifiés depuis lors dans différentes directions

I — LE TEST *FORMICA RUFA* : PRINCIPE

Pour étudier de façon objective et précise l'importance

* Avec la participation de J.S. GION et G. GREPIN, et l'aide du Ministère de l'Environnement (contrat 77/105 — 15/2/80 Paris)

quantitative des fourmis du groupe *Formica rufa* dans un écosystème forestier montagnard, et déterminer leur intérêt comme bioindicateur, il est nécessaire d'apprécier et de quantifier aussi exactement que possible les paramètres biologiques et écologiques des forêts étudiées (volume des fourmilières, surfaces prospectées,...). On peut ainsi espérer rassembler une banque de données permettant de calculer l'importance réelle des fourmis dans la communauté biologique des forêts considérées, puis de comparer les populations à intervalle de temps plus ou moins long, c'est-à-dire d'aborder la dynamique naturelle ou perturbée des fourmis des bois. Outre leur intérêt en lutte biologique pour le maintien des équilibres biologiques forestiers montagnards (COTTI, 1963 ; FINNEGAN, 1975 ; GOSSWALD, 1951, 1976 ; ROSENGREN *et al.*, 1978), il deviendra alors possible d'utiliser les fourmis du groupe *Formica rufa* comme indicateur biologique de dégradation du milieu dans lequel elles prospèrent (TOROSSIAN, 1977, 1979 b, c, 1980). Il est couramment admis par les auteurs spécialistes du groupe étudié, que la richesse myrmécologique d'une station donnée peut être estimée par le nombre de « beaux » nids qu'elle héberge à l'hectare (KLIMACEK, 1970 ; PAVAN, 1976 ; CEBALLOS, 1978 ; RONCHETTI, 1978). Certains auteurs fournissent parfois les dimensions des nids (diamètre, hauteur), mais la plupart s'en tiennent à cette notion plus ou moins subjective dont le caractère imprécis ne permet pas l'analyse quantitative des populations étudiées.

Pour notre part, notre but préliminaire étant l'étude de la richesse propre en fourmis d'une forêt donnée, il nous est apparu nécessaire de quantifier préalablement à toute discussion, l'ensemble des nids présents sur une surface donnée, quelle que soit leur forme (très variable dans le détail), et déduction faite de tous les éléments étrangers (souches, arbres, pierres,...), qui occupent une certaine partie du dôme de la fourmilière. Nous nous proposons donc de remplacer la notion classique, mais imprécise de « n » beaux nids à l'hectare par celle plus objective de pseudobiomasse, exprimée en m² à l'hectare, de matériaux du dôme (aiguilles + fourmis), lorsque les nids sont en activité et en bon état (TOROSSIAN, 1979 a, b). Nous proposons également la distribution des nids en classes de volume, qui nous permettra de redéfinir les quatre types de nids : « très gros nids », « gros nids », « nids moyens », « petits nids », selon le sens habituel des myrmécologues spécialisés du groupe *RUFIA*, mais avec une bien plus grande précision.

Après avoir calculé la pseudobiomasse à l'hectare, nous pourrions considérer une série de paramètres tels que :

- nombre de nids à l'hectare,
- volume moyen à l'hectare,
- fréquences relatives des différents types de nids à l'hectare,

— volume des différents types de nids à l'hectare, ainsi que des critères de saturation myrmécologique du milieu, et de croissance relative des nids (1). Nous illustrerons par des exemples choisis dans les Pyrénées-Orientales françaises et dans les Alpes, ces différentes notions qui vont nous permettre d'apprécier en toute objectivité l'état d'une population myrmécologique et sa signification écologique dans un milieu donné. L'ensemble des méthodes que nous allons exposer constituent le test *Formica rufa* (TOROSSIAN, 1982).

REMARQUES PRÉLIMINAIRES

Nous adoptons pour principe que la puissance et la

richesse d'une colonie s'expriment plus ou moins directement par le nombre et le volume des fourmilières. Cette constatation préliminaire n'a pas de valeur absolue. Un certain nombre de critères peuvent lui être opposés.

1 — Les constructions épigées des fourmis étudiées sont variables selon l'espèce considérée, les matériaux utilisés, la nature du sol... On sait qu'une part importante du nid est souterraine. Cette partie endogée varie selon la nature du sol ; chez *Formica polyctena* Forst., en sol sablonneux (GOSSWALD, 1951), elle représente les 9/10 du nid qui ne forme en surface qu'une mince couverture de brindilles. En toute rigueur, on ne saurait apprécier, selon la méthode que nous décrivons, le volume d'un tel nid. Précisons donc dès à présent que les nids que nous étudions sont réalisés sur sol dur, et que la majorité des espèces rencontrées à ce jour dans nos territoires de prospection appartient à la même espèce *Formica lugubris* Zett., dont on connaît par ailleurs le morphotype des dômes.

2 — En accord avec OTTO (1965), nous pensons que la meilleure appréciation de la richesse réelle d'un nid en ouvriers, consisterait à définir l'aire de prospection ou encore le nombre de fourmis qui sillonnent les pistes de la forêt. Mais la délimitation de cette aire, parfois possible pour *Formica polyctena* Forst., est beaucoup plus aléatoire chez *Formica lugubris* Zett. Nous pensons donc avec SUDD *et al.* (1977) qu'en l'absence de tous autres caractères dont la fiabilité soit sans faille, il faut considérer le dôme lui-même, qui, correctement apprécié, se révèle un critère tout à fait convenable.

3 — Enfin, les constructions épigées des fourmis constituent un élément caractéristique du paysage, très visible, dont l'intérêt est évident dans toute étude du sous-bois, car il est relativement aisé d'en apprécier les caractéristiques. Situer l'importance d'une population de fourmis des bois à travers ses constructions épigées est somme toute une opération facile, réalisable même par des non spécialistes.

Ce critère se révèle déterminant si l'on essaie de réaliser de telles études à plus grande échelle, c'est-à-dire avec des collaborations extérieures.

4 — Il faut remarquer enfin, que nous pouvons aisément distinguer les nids prospères hébergeant une population d'ouvrières actives et nombreuses, de ceux en cours d'abandon et des nids abandonnés.

Cette distinction, que nous opérons lors de la collecte des données de terrain, nous apporte un élément de différenciation supplémentaire par la comparaison de la masse de matériel vivant (pseudobiomasse) à la nécromasse représentée par les nids « morts ».

Cette importante notion renforce l'intérêt du choix du dôme en dépit de l'existence de constructions temporaires parfois édifiées par les fourmis en juillet-août.

II — ÉTUDE QUANTITATIVE DES POPULATIONS DE FOURMIS DU GROUPE *FORMICA RUFIA*

Le milieu prospecté correspond à l'étage altitudinal (1600-2200 m) des Alpes et des Pyrénées. 28 stations pyrénéennes ont fourni environ un millier d'échantillons prélevés sur plusieurs centaines d'hectares de forêts. Leur répartition fait apparaître une très forte domination de *Formica lugubris* Zett., l'absence de *Formica aquilonia* Yarr., et du complexe *F. lugubris-aquilonia* dans nos prélèvements. Les 21 stations alpines analysées portent sur le même nombre d'échantillons prélevés selon les mêmes conditions. Elles révèlent la même domination de *F. lugubris*, et une présence non négligeable de

1. Par référence aux populations de stations types

l'ensemble *F. aquilonia* et *F. lugubris-aquilonia* aux altitudes prospectées. Nous avons obtenu :

	Pyrénées-Orientales	Hautes-Alpes
<i>F. lugubris</i> Z.	72,78 %	68,29 %
<i>F. aquilonia</i> Y.	—	8,98 %
<i>F. lugubris-aquilina</i>	—	10,67 %
<i>F. polycetena</i> F.	2,17 %	9,59 %
<i>F. nigricans-pratensis</i>	9,59 %	5,08 %
<i>F. rufa</i>	9,33 %	3,53 %
non déterminables	3,73 %	2,58 %

Ces résultats peuvent être considérés comme un échantillonnage indicatif de la faune à *Formica rufa* des régions étudiées. Nous soulignerons le caractère dominant de l'espèce *F. lugubris* ; nous nous situons en effet dans son préférendum altitudinal (PAVAN, 1959, 1976 ; RONCHETTI, 1966 ; EICHORN, 1964).

III — ÉTUDE QUANTITATIVE DES POPULATIONS À *FORMICA* *LUGUBRIS* Z.

Tous les nids rencontrés sont fichés et analysés selon différents paramètres biologiques et écologiques. Chaque forêt fait enfin l'objet d'une fiche synthétique regroupant les valeurs de tous les nids d'un même prélèvement.

A — CHOIX DES DESCRIPTEURS

Ils ont fait l'objet d'une très longue réflexion et de discussions multiples entre spécialistes forestiers et myrmécologues (TOROSSIAN, 1980, 1982). Nous avons considéré pour ce travail trois catégories de paramètres d'ordre quantitatif et qualitatif :

— le premier type de caractère regroupe les paramètres «biologiques» relatifs aux populations,

— le deuxième type concerne les paramètres du milieu forestier,

— le troisième type regroupe les facteurs «agression du milieu dont les variations peuvent modifier les caractères quantitatifs des populations de fourmis.

Nous obtenons ainsi un premier tableau présentant 73 caractères analysés dans 79 stations. Toutefois, la capacité de l'ordinateur utilisé pour les traitements envisagés (type H.P. 9866A) nous a contraint à limiter les dimensions du tableau de données à 65 lignes (stations) et 56 colonnes (caractères). Cette sélection élimine sans conséquence 14 stations et 17 variables faiblement significatives. Nous avons finalement effectué les traitements statistiques suivants :

- 1 matrice de corrélations de 65 stations,
- 1 matrice de corrélations de 46 caractères,
- 1 analyse hiérarchique de la matrice de corrélations des 65 stations,
- 1 analyse hiérarchique de la matrice de corrélations des 46 caractères.

- 4 analyses factorielles en composantes principales,
- 1 analyse des corrélations canoniques.

1 — LES DESCRIPTEURS MYRMÉCOLOGIQUES

- (17) Nombre total de nids recensés
- (18) Nombre de nids en activité
- (19) Nombre de nids abandonnés
- (20) Pseudobiomasse des nids en activité
- (21) Pseudobiomasse des gros nids
- (22) Pseudobiomasse des nids moyens
- (23) Pseudobiomasse des petits nids
- (24) Nécromasse des nids abandonnés
- (25) Nécromasse des gros nids
- (26) Nécromasse des nids moyens
- (27) Nécromasse des petits nids
- (28) Volume moyen des nids en activité
- (29) Volume moyen des gros nids
- (30) Volume moyen des nids moyens
- (31) Volume moyen des petits nids
- (32) Volume moyen des nids abandonnés
- (33) Total des nids endommagés

2 — LES DESCRIPTEURS DU MILIEU FORESTIER

- (1) Altitude
- (2) Pente
- (3) Nombre d'arbres de $\phi > 10$ cm
- (4) Diamètre moyen des arbres
- (5) Surface terrière
- (6) Nombre de souches
- (9) Indice de coupe
- (10) Nombre d'arbres de $\phi < 10$ cm
- (34) Situation topographique
- (35) Exposition
- (36) Première essence forestière
- (37) Deuxième essence forestière
- (38) Troisième essence forestière
- (39) Recouvrement de la strate herbacée basse (0-10 m)
- (40) Recouvrement de la strate herbacée moyenne (10-30 cm)
- (41) Recouvrement de la strate herbacée haute (30-100 cm)
- (42) Recouvrement homogène de la strate arbustive (100-200 cm)
- (43) Recouvrement hétérogène de la strate arbustive (100-200 cm)
- (44) Recouvrement de la strate arborée homogène (2-8 m)
- (45) Recouvrement de la strate arborée hétérogène (8-16 m)
- (46) Recouvrement de la strate homogène (16-32 m)
- (47) Recouvrement de la strate arborée hétérogène (2-8 m)
- (48) Recouvrement de la strate arborée hétérogène (8-18 m)
- (49) Recouvrement de la strate arborée hétérogène (16-32 m)
- (54) Humidité apparente
- (56) Pourcentage de pierraille

REMARQUES : Il n'a pas été possible de définir en temps voulu les paramètres climatiques, qui figurent toujours de façon très incomplète dans les archives météorologiques pour les forêts étudiées. Nous poursuivons cependant notre recherche pour l'ensemble de nos stations (ensoleillement, neige, brouillard) ; de même, nous compléterons nos données par les paramètres physico-chimiques du sol.

3 — LES DESCRIPTEURS DES PERTURBATIONS DU MILIEU

- (7) Présence d'animaux d'élevage (effectif/ha)
- (8) Aire de repos (m²/ha)
- (11) Débris végétaux (% de recouvrement)
- (12) Empreintes d'engins mécaniques
- (13) Voitures (comptage par 1/2 journée en période estivale)
- (14) Tourisme estival (promeneurs/heure)
- (15) Ordures (dm³/ha)
- (16) Habitations dans le voisinage de la parcelle d'étude
- (50) Parasitisme végétal (Armillaire...)
- (51) Parasitisme animal
- (52) Chablis
- (53) Nature de l'élevage
- (55) Tourisme hivernal

Nous avons pratiqué les analyses en composantes principales (1), selon un schéma de complexité croissante dans l'introduction des paramètres. Tois A.C.P. ont été ainsi réalisées, dont nous allons exposer brièvement les résultats.

B — PREMIÈRE ANALYSE FACTORIELLE EN COMPOSANTES PRINCIPALES : ACP 10

Nous avons tout d'abord considéré pour l'ensemble des 65 stations, les 10 variables fondamentales qui expriment le mieux les populations myrmécologiques à *Formica lugubris*. Ce sont les variables 18, 20, 21, 22, 23, 28, 29, 30, 31, 19. Les résultats font apparaître 41,3 % de l'inertie totale pour l'axe 1 et 25,5 % pour l'axe 2, soit au total 66,8 %, ce qui garantit la qualité de la représentation (fig. 1). Nous convenons d'affecter les axes (1') et (2') que l'on peut plus facilement réifier en deux groupes de variables ; soit pour l'axe (1') les variables 28, 29, 21, 20, et pour l'axe (2') les variables 18, 22, 23, 30, 31, 19. Ces deux groupes de variables sont indépendants. En outre (28) (29) (21) (20) d'une part, et (18) (19) (22) d'autre part sont respectivement intercorrélées, ce qui se traduit à la fois par leur angle faible et leur proximité au cercle de rayon unitaire.

La lecture de la matrice des coefficients de corrélation des 10 variables myrmécologiques étudiées dans 65 stations fait apparaître pour les caractères liés à l'axe (1') des liaisons très hautement significatives (au seuil de 1 %) entre les paramètres suivants :

(20) PBM des nids actifs	×	(21) PBM des gros nids	0,966
(20) PBM des nids actifs	×	(28) Vm des nids actifs	0,825
(20) PBM des nids actifs	×	(29) Vm des gros nids	0,871
(21) PBM des gros nids	×	(28) Vm des nids actifs	0,899
(21) PBM des gros nids	×	(29) Vm des gros nids	0,920
(28) Vm des nids actifs	×	(29) Vm des gros nids	0,950

Pour les caractères liés à l'axe (2'), les résultats obtenus pour les trois paramètres suivants sont également très hautement significatifs :

(18) Nbre de nids actifs	×	(22) PBM des nids moyens	0,923
(18) Nbre de nids actifs	×	(19) Nbre de nids abandonnés	0,607

(22) PBM des nids moyens

×

(19) Nbre de nids abandonnés

0,536

En ce qui concerne la distribution des 65 stations en fonction des variables dont nous venons de préciser la localisation spatiale, la représentation graphique fait apparaître trois groupements de stations (A1), (B1), (C1), et moins nettement, deux sous-groupes (C'1), et (C''1) dont la signification sera discutée plus loin.

Les trois ensembles fondamentaux se distinguent par le caractère fortement groupé des points qui les constituent, et qui sont eux-mêmes centrés autour des axes (1') et (2'). La région centrale du nuage est constituée par un ensemble de stations assez dispersées, c'est-à-dire devant être considérées comme non caractéristiques du fait même de leur proximité du centre de gravité. Nous convenons d'appeler (D) un tel ensemble diffus sur lequel nous reviendrons également.

1 — ÉTUDE DE L'ENSEMBLE (A1) PAR RAPPORT À L'AXE (1')

Nous venons de voir que l'axe (1') est caractérisée par les variables 20, 21, 28, 29, c'est-à-dire :

- la pseudobiomasse des nids en activité,
- la pseudobiomasse des gros nids,
- le volume moyen des gros nids,
- le volume moyen des nids actifs,

Or ces paramètres sont précisément ceux qui expriment le degré de puissance des populations myrmécologiques du groupe *Formica rufa*. En conséquence, on peut donner à l'axe (1') ou à son dérivé (1') la signification de réalisation «climacique» des populations de fourmis. La projection sur la droite servant de support à l'axe (1') des stations des ensembles (A1) (B1) (C1) traduit leur classement selon un gradient de puissance qui décroît de (A1) vers (C1) ; à l'ensemble (A1) correspondent des valeurs positives élevées, à l'ensemble (B1) correspondent des valeurs distribuées autour du point zéro, (c'est-à-dire, les valeurs moyennes des pseudobiomasses) ; enfin, l'ensemble (C1) symétrique par rapport à l'ensemble (A1) est caractérisé par des coordonnées négatives, c'est-à-dire par les plus faibles valeurs des pseudobiomasses et des volumes des nids.

2 — ÉTUDE DE L'ENSEMBLE (B1) PAR RAPPORT À L'AXE (2')

L'axe (2') revêt une signification totalement différente quant aux paramètres biologiques des populations à *FORMICA LUGUBRIS*. Cet axe peut être concrétisé en un gradient exprimant le nombre de nids, la pseudobiomasse des nids moyens, et le nombre de nids abandonnés

Ainsi, l'ensemble (B1) se caractérise par des valeurs très élevées dans ces trois paramètres, alors que les ensembles (A1) et (C1), montrent (en projection) des valeurs moyennes, et voisines entre elles. Si l'on considère leur répartition diamétralement opposée selon l'axe (1'), la séparation (A1) (B1) (C1) établie selon le premier axe, se trouve ainsi affinée par le deuxième, car il fait apparaître l'opposition de (B1) à (A1) et (C1). Biologiquement, on voit déjà apparaître pour (B1), le caractère Pseudobiomasse réalisée en nids moyens, associé à un nombre de nids élevé ; (il s'agit bien entendu de nids de

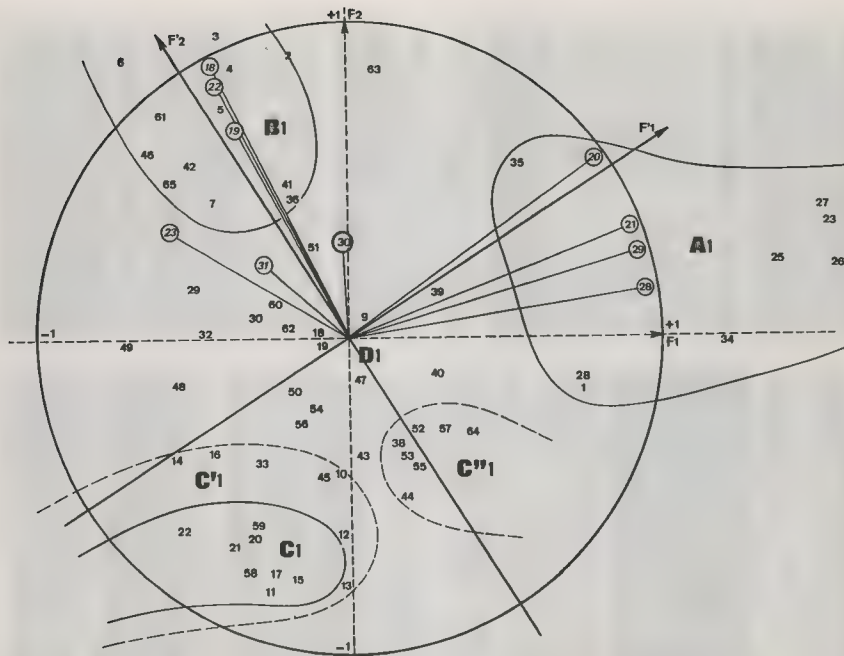


FIG. 1 — Représentation graphique de l'analyse factorielle en composantes principales réalisée sur 10 variables dans 65 stations. Codification des variables cf. le texte

volume moyen, c'est-à-dire compris entre 32 et 250 dm³ dont la signification écologique est très différente de celle des gros nids du groupe (A1). Parallèlement à l'augmentation élevée du nombre des nids moyens, correspond un nombre élevé de nids abandonnés.

3 — ÉTUDE DES GROUPEMENTS DE STATIONS

Cette première analyse a caractérisé de manière très significative les groupements (A1)(B1)(C1), et défini un ensemble central (D1) de stations assez dispersées. Le caractère très disparate de cet ensemble (D1) constitue en soi un fait très intéressant, car au vu des 10 paramètres myrmécologiques (seuls caractères introduits dans cette analyse), il apparaît un quatrième ensemble d'affinité non définie, dont les stations peuvent migrer vers l'un ou l'autre des trois ensembles bien-typés. Nous reviendrons plus longuement sur cette notion d'ensemble central «flou», lorsque nous affinerons notre analyse par l'introduction raisonnée d'un certain nombre de variables du milieu et de l'agression.

La lecture de la matrice des corrélations des stations établit de manière très hautement significative, par la valeur des coefficients supérieurs pour la plupart à 0,8, la très haute affinité des stations constitutives des différents groupes ; nous donnons à titre d'exemple les valeurs extrêmes et moyennes de ces coefficients :

	A1	B1	C1
moyenne	.945	.914	.759
Xmin	.785	.742	.452
xmax	.998	.993	.982
C.V. %	5.710	7.440	15.210

4 — DISCUSSION

Cette première analyse en composantes principales réalisée sur les valeurs de 10 variables myrmécologiques dans 65 stations, permet donc de définir la typologie de ces parcelles d'étude, bien décrites par les paramètres essentiels de population. C'est ainsi que :

— Les stations de l'ensemble (A1) sont caractérisées par de très fortes pseudobiomasses de l'ordre de 15 m³ à l'hectare en moyenne ; ces pseudobiomasses sont réalisées essentiellement en gros nids, puisqu'ils représentent 96 % de la pseudobiomasse totale. Les volumes moyens sont très élevés, voisins de 2 m³, et la densité des nids est relativement faible (de l'ordre de 13 nids à l'hectare).

— Les stations de l'ensemble (B1), présentent une pseudobiomasse deux fois plus faible (soit environ 7 m³ à l'hectare), par rapport aux stations (A1), mais les pseudobiomasses restent toutefois encore très élevées. La pseudobiomasse réalisée par les gros nids a également diminué, et ne représente plus que 50 % environ de la pseudobiomasse totale. Il en est de même pour le volume moyen des nids qui n'est plus que de l'ordre de 0,2 m³ ! En contrepartie le nombre de nids augmente considérablement, et atteint 45 nids à l'hectare.

— Les stations de l'ensemble (C1) réalisent manifestement des populations résiduelles, typiques des milieux ouverts (déboisés, coupes à blanc), caractérisées par des pseudobiomasses très faibles, (très inférieures à 0,5 m³), par l'absence totale des gros nids, et par le volume moyen extrêmement faible de ses nids «substantiels» (de l'ordre de 42 dm³).

Ainsi, les trois ensembles (A1) (B1) (C1) sont nettement individualisés sur le gradient correspondant à l'axe (1°) par une décroissance de chacun de ces quatre paramètres myrmécologiques, depuis les valeurs positives jusqu'aux valeurs négatives. L'axe (1°) représente donc un gradient «pseudobiomasse» par la pseudobiomasse totale des nids et celle représentée par les gros nids. Il matérialise en fait l'état climatique des colonies de *F. lugubris*, dont la «physionomie typique» se caractérise par des pseudobiomasses très élevées, réalisées essentiellement en nids de fort ou très fort volume.

— Les stations de l'ensemble (D1) se caractérisent par les résultats suivants :

Caractères	moyennes	C.V. %
PBM. Nids actifs (20)	4,01 m ³ /ha	55 %
PBM. Gros nids (21)	2,93 m ³ /ha	74 %
VM. Nids actifs (28)	0,24 m ³ /ha	60 %
VM. Gros nids	(29)	0,50 m ³ /ha 53 %
% PBM. Gros nids	61 %	47 %
Nb. Nids actifs (18)	18,5	40 %

Les valeurs de ces paramètres situent le groupe (D1) entre les ensembles (B1) et (C1), mais alors que (C1) présente un caractère résiduel avec des populations vestigiales, les populations de l'ensemble (D1) ont encore des pseudobiomasses fort acceptables en valeurs absolues, puisque se situant à 4 m³/ha en moyenne. Il faut noter tout spécialement :

- l'abaissement des pseudobiomasses des gros nids par rapport à l'ensemble climatique (A1),
- l'abaissement du volume moyen,
- l'augmentation du nombre des nids, qui sans atteindre le niveau (B1), arrivent à 18,5 nids/ha en moyenne.

Par tous ses paramètres, cet ensemble est moyen ; il est également variable, comme l'atteste la lecture des coefficients de variation, compris entre 40 et 75 %, et sa position au voisinage du centre de gravité de la figure. Nous discuterons l'intérêt de cet ensemble (D1) dans les deux autres analyses.

REMARQUES :

— L'ensemble (C'1) aurait pu être considéré à la place de l'ensemble (C1). Les stations supplémentaires qui le constituent, (14)(16)(33)(45)(10)(12) et (13), n'en modifient pas sensiblement les résultats. Mais, ces stations s'éloignent concentriquement du nodule (C1), du cercle de rayon unitaire, pour se rapprocher du centre de gravité du nuage ; nous préférons donc, pour plus de rigueur, les incorporer à l'ensemble central (D1).

— L'ensemble (C'1) représente un sous-groupe intéressant à considérer. Au vu des paramètres myrmécologiques étudiés dans cette analyse, cet ensemble pourrait être individualisé. Sa position sur le gradient coïncidant avec l'axe (2°), en symétrique du groupe (B1) dont il présente les mêmes valeurs de pseudobiomasse, mais réalisées avec des densités de nids très différentes, permet peut-être de caractériser un ensemble de population de type Pyrénéen, qui s'opposerait à l'ensemble Alpin dominé par le Méléze, et d'autres paramètres, dont nous verrons se dessiner le profil dans les deux autres analyses qui introduisent progressivement les facteurs du milieu, et les variables «agression».

C — DEUXIÈME ANALYSE FACTORIELLE EN COMPOSANTES PRINCIPALES : ACP 20

Nous avons pratiqué une deuxième analyse factorielle en composantes principales, dans laquelle nous avons introduit, outre les variables myrmécologiques précédentes, 7 variables «milieu», et 3 variables «agression». Ce sont les variables 3, 4, 5, 7, 9, 15, 39, 40, 41, 56.

Compte-tenu des limites de la mémoire de l'ordinateur utilisé, nous avons été conduits à proposer une sélection de caractères réalisée par l'analyse hiérarchique de la matrice des coefficients de corrélation des 56 caractères originaux. Cette analyse permet de définir des groupes d'affinité de variables qui évoluent dans le même sens et qui sont fortement corrélées entre-elles ; en conséquence, elle élimine certaines variables que l'on peut considérer comme redondantes, et qui auraient alourdi inutilement les calculs.

Les résultats obtenus font apparaître 28,7 % de l'inertie totale pour l'axe (1), et 18,9 % pour l'axe (2) soit au total 47,6 % (fig. 2). Comme précédemment, et pour les mêmes raisons, nous affectons d'une rotation les deux axes ; les axes dérivés sont ainsi plus facilement réifiés en deux groupes de variables, représentés pour l'axe (1') par les variables 20, 21, 28, 29, 3, 5, et pour l'axe (2') par les variables 18, 19, 22, 40, 41. Notre but est de rechercher les similitudes et éventuellement les différences entre les ensembles de stations individualisés respectivement dans les deux analyses, de façon à pouvoir établir la part des facteurs nouveaux dans les ensembles nouvellement obtenus, et les regroupements de stations.

1 — ÉTUDE DES ENSEMBLES DE STATIONS

Comme précédemment cette deuxième analyse visualise les trois mêmes ensembles fondamentaux. Les regroupements sont réalisés à partir des stations 1, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 34, 35 pour l'ensemble (A2), des stations 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 42, 46, 61, 65 pour l'ensemble (B2), et des stations 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 20, 21, 22, 48, 49, 58, 59 pour l'ensemble (C2).

Nous remarquons immédiatement que l'ensemble (A2) est identique à l'ensemble (A1). Rappelons qu'il est constitué par des stations «climaciques» caractérisées par leurs très fortes pseudobiomasses, des volumes moyens très élevés, un nombre de nids faible, et l'absence quasi totale de toutes les manifestations de l'agression. C'est parmi les stations de ce groupe que se rencontrent des stations témoins, précisément parce qu'aucune action traumatique ne s'est exercée sur le milieu, et que leur localisation correspond à l'optimum biologique de l'espèce *F. lugubris* représentée en majorité dans tous les biotopes étudiés.

L'ensemble (B2) se caractérise par la quasi similitude de ses stations par rapport à l'ensemble précédent (B1) ; sur les 13 stations précédentes, seule 41 et 36 quittent le groupe (B2) pour se joindre au groupe central (D2). Nous reviendrons sur la signification écologique de ce déplacement.

L'ensemble (C2) gagne 5 stations (10, 14, 16, 48, 49). Il nous faut remarquer que les stations 10, 14, 16 étaient des stations marginales dans l'analyse précédente, c'est-à-dire localisées dans la couronne (C'1) et que les stations 48, 49 qui viennent s'intégrer à l'ensemble (C2) sont très fortement agressées, car situées à l'emplacement d'un télésiège récent, c'est-à-dire une coupe à blanc ; la prise en compte par l'analyse du caractère indice de coupe ne pouvait que déplacer vers l'ensemble agressé de telles stations.

2 — ÉTUDE DES FACTEURS DU «MILIEU» ET DE L'AXE (1')

Cette analyse individualise donc trois ensembles de stations, dont nous allons discuter la signification en fonction des axes choisis.

L'axe (1') est caractérisé, outre les paramètres myrmécologiques précédents 20, 21, 29, 28, par les deux variables «milieu», surface terrière (5) et nombre d'arbres de $\varnothing \geq 10$ cm (3). En conséquence, les quatre variables «fourmis» et les deux variables «milieu» que nous venons d'énoncer sont fortement corrélées entre-elles. Les stations de l'ensemble (A2) sont caractérisées par leurs fortes valeurs dans ces variables. Ainsi au gradient pseudobiomasse des populations (réalisation de l'état climacique), défini précédemment, vient se superposer celui de couvert forestier représenté par les deux caractères surface terrière et nombre d'arbres. Pour ce dernier (densité des arbres de $\varnothing \geq 10$ cm) nous obtenons par exemple les valeurs moyennes de 1326 pour (A2), 363 pour (B2) et 110 pour (C2).

3 — ÉTUDE DE L'AXE (2')

La projection des trois ensembles sur le gradient correspondant à l'axe (2'), est sensiblement identique à celle obtenue précédemment, lors de la première analyse.

L'introduction des nouvelles variables, permet de constater la localisation très proche de l'axe (2') des caractères «strates herbacées» ; les caractères strate herbacée haute et strate herbacée moyenne, sont situés dans la zone des coordonnées positives de l'axe.

A l'opposé, dans la zone des coordonnées négatives, est situé le caractère strate herbacée basse (39). On peut dire que l'axe (2') qui est l'AXE DU NOMBRE DES NIDS, et de la PSEUDOBIOMASSE DES NIDS MOYENS, est également l'AXE DE LA HAUTEUR DU TAPIS VÉGÉTAL, qui représente l'un des paramètres descriptifs essentiels du sous-bois, et qui intègre l'état hygrométrique au niveau du sol. Ainsi les stations de l'ensemble (B2) sont fortes dans les deux premières strates (40) (41), moyenne et haute, inversement les groupes (A2) et (C2) qui lui sont opposés sont faibles dans ces deux mêmes variables, et au contraire élevés dans le caractère (39) strate herbacée basse.

4 — ÉTUDE DES DIFFÉRENTS TYPES D'AGRESSION DU MILIEU FORESTIER

Cette analyse permet également de réaliser une première approche du caractère complexe «agression» en prenant en compte :

- L'agression touristique ; parmi les quatre paramètres, voitures, promeneurs, ordures, constructions, l'analyse hiérarchique préliminaire nous permet de sélectionner le caractère «ordures» ; les quatre variables très corrélées entre-elles évoluent identiquement et l'une d'elles peut donc représenter toutes les autres ;

- L'agression forestière ; de même le volume des débris végétaux et les empreintes d'engins mécaniques peuvent se ramener à l'indice de coupe ;

- L'agression animale, sera représentée par le caractère «présence d'animaux d'élevage».

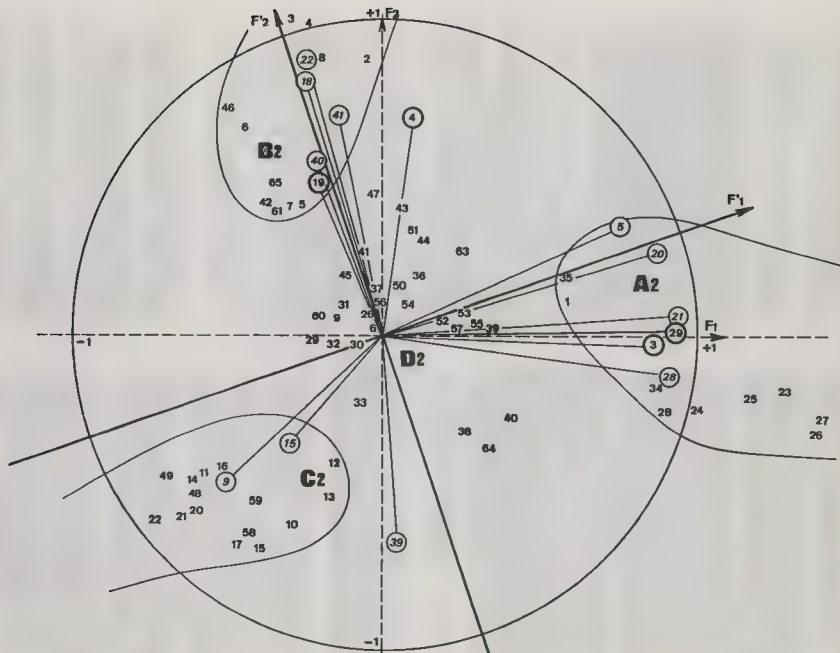


FIG. 2. — Représentation graphique de l'analyse factorielle en composantes principales réalisée sur 20 variables dans 65 stations. Codification des variables cf. le texte

L'AGRESSION TOURISTIQUE

L'agression touristique, représentée par le caractère (15), «volume des ordures», est corrélée négativement avec l'axe (1') des pseudobiomasses et des surfaces terrières. Cette agression se traduit par une augmentation très significative des volumes de déchets et d'ordures, qui trouvent leur réalisation la plus élevée dans les stations du groupe (C2).

L'AGRESSION FORESTIÈRE

Elle se traduit par les paramètres (9), (11) et (12), c'est-à-dire «l'indice de coupe», «débris végétaux», «empreintes d'engins mécaniques».

L'analyse prend en compte le caractère (9), mais l'étude systématique des coefficients de corrélation avec les autres caractères, notamment les variables «fourmis», montre que l'indice de coupe est corrélé de façon :

— très hautement significative (1 % et moins) avec :

<i>Pseudobiomasse des nids actifs</i>	— 0,439
<i>Pseudobiomasse des gros nids</i>	— 0,371
<i>Nécomasse totale</i>	— 0,353
<i>Nécomasse des gros nids</i>	— 0,303
<i>Volume moyen de gros nids</i>	— 0,352

— hautement significative (2 %) avec :

<i>Pseudobiomasse des nids moyens</i>	— 0,272
<i>Pseudobiomasse des petits nids</i>	+ 0,282

— significative (5 %) avec :

<i>Volume moyen des nids actifs</i>	— 0,282
-------------------------------------	---------

La valeur et le signe de la corrélation montrent l'influence de l'agression forestière traduite par l'indice de coupe.

Si l'on considère maintenant les résidus d'abattage, et les débris végétaux présents dans le sous-bois, et résultant du traitement de la forêt (var. 11), il existe une corrélation positive de valeur 0,354 avec la pseudobiomasse des petits nids. Ainsi, il est démontré, que ce facteur est lié de façon très hautement significative (au seuil de 1 %) avec la *MULTIPLICATION ET L'APPARITION DES PETITS NIDS*, qui sont l'un des signes de la dégénérescence des populations myrmécologiques. On observe de même une corrélation très significative (à 2 %), avec le nombre de nids abandonnés, et en voie d'abandon (+ 0,285), et une corrélation négative significative (— 0,239), avec le volume moyen des nids actifs.

En ce qui concerne les empreintes d'engins mécaniques, des corrélations positives très hautement significatives ont été relevées avec la nécomasse des petits nids, et la pseudobiomasse des petits nids. (Le passage des engins mécaniques favorise la multiplication des petits nids, et dans le même temps contribue à leur disparition, car ce type de nid est très sensible aux conditions du milieu).

La corrélation avec le volume moyen des gros nids et des très gros nids, est hautement significative et négative (— 0,278). Il faut noter encore une corrélation positive significative entre cette variable et le total des nids endommagés.

Cette analyse situe la part de l'exploitation forestière dans la dégradation des populations myrmécologiques, et permet de constater qu'elle est marquée pour de nombreux paramètres biologiques «fourmis» parmi les plus importants.

L'AGRESSION ANIMALE

Elle est plus difficile à établir si l'on considère seulement

cette deuxième analyse. Nous l'avons chiffrée par le nombre d'animaux d'élevage présents sur la parcelle. Ce paramètre serait sans doute à affiner en fonction de la nature, de l'importance, et de l'activité de chaque type de bétail, en liberté une partie de son temps dans la forêt ; d'autre part un nombre relativement faible de parcelles présente ce type d'agression.

Quoiqu'il en soit, l'analyse montre que le nombre des animaux d'élevage est corrélé de manière très hautement significative avec le volume des nids moyens (+ 0,310).

Signalons également la valeur 0,223 ($\alpha = 0,231$ au seuil de 5 %), qui semble indiquer l'existence d'une «certaine» corrélation entre le total des nids endommagés, et la présence animale sur la parcelle. (L'action de ce facteur étant beaucoup plus ponctuelle, nous analyserons son effet sur la série OSSEJA (1A), qui a été suivie depuis 1972, et dont l'évolution vers la dégradation, visible sur la représentation graphique des trois analyses, est surtout le résultat de l'introduction d'un élevage équin important, absent en 1972.

5 — L'ENSEMBLE (D2)

Nous retrouvons dans cette analyse un fort noyau central. Par rapport à l'ensemble homologue (D1) de la première analyse, 5 stations sur 33 ont quitté ce nuage moyen, ce sont les stations 10, 14, 16, 48, 49.

Il est intéressant de constater qu'au vu des paramètres nouveaux, en particulier des paramètres d'agression, ces stations sont venues s'incorporer à l'ensemble (C2) dont elles constituaient d'ailleurs la couronne périphérique proche signalée dans la première analyse.

La prise en compte des caractères «agression» est donc responsable de cette migration qui s'explique aisément par la faiblesse relative des paramètres de population myrmécologique. Le tableau (1) présente les résultats obtenus (moyenne et coefficient de variation) pour les quatre ensembles (A2), (B2), (C2), (D2) dans les trois types de paramètres biologiques, milieu et agression. La signification de cet ensemble (D2) reste donc inchangée par rapport à l'ensemble (D1) précédemment décrit.

6 — ÉTUDE DU SOUS-GROUPE (C'1) DE LA PREMIÈRE ANALYSE

L'introduction de paramètres nouveaux dans la deuxième analyse, a eu pour résultat la migration de 5 stations sur 7 de la couronne C'1 dans l'ensemble C2 très dégradé. De même le sous-groupe (C'1), diminué de 4 stations, se rapproche nettement de l'ensemble (A2). Les stations (38), (40), et (64), sont toutes des parcelles de la forêt d'Osséja, caractérisées par des pseudobiomasses encore importantes, malgré une agression croissante depuis 1972 par élevage équin. Les stations restantes de l'ensemble C'1, c'est-à-dire (44), (53), (55), (57), rejoignent dans la deuxième analyse le nuage central, et s'incorporent donc à l'ensemble (D2).

D — TROISIÈME ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES ACP. 29

Nous avons réalisé une troisième analyse factorielle en composantes principales sur 29 paramètres toujours analysés sur l'ensemble de nos 65 stations alpines et pyrénéennes. Les caractères nouveaux pris en compte sont les variables «fourmis» 24, 25, 26, 27, 33, les variables «milieu» 6, 10, 43, 54 et les variables «agression» 11 et 51.

TABLEAU I
Principaux résultats obtenus pour les ensembles A2, B2, C2, et D2
dans les trois types de paramètres étudiés

		Nombre de aïds (ha)	PbM totale (m ² /ha)	Volume moyen des aïds (m ³)	PbM des gros aïds (m ³)	pBm des aïds moyens (m ³)	% PbM gros aïds	%PbM aïds moyens	Indice de coupe	Présence ordures (dm ³)	Surface terrière (ha)	Densité des tiges (ha)	Strate herbacée basse	Strate herbacée moyenne
ENSEMBLE A2	X C.V.%	13.4 58.00	14.90 24.02	1.46 63.0	14.48 26.9	.41 153.7	96.4 5.50	3.17 156.8	20 —	— 11.0	505.5 41.8	1326 28	2.55 —	.2
ENSEMBLE B2	X C.V.%	46 19.50	6.73 34.50	.15 31.3	3.27 58.1	.33 35.1	45.3 43.1	52.2 38.5	29.2 71.6	54.5 93	240.5 19.8	363 35.4	.58 114	2.91 34
ENSEMBLE C2	X C.V.%	10.8 64.40	.62 81.8	.078 112.0	.21 230.0	.33 99.0	18 207.0	57.9 62.5	65.7 57.6	366 111	60.9 135	110.8 146	2.7 52	.8 158
ENSEMBLE D2	X C.V.%	19.9 43.2	4.78 42.10	.27 49.0	3.50 55.4	1.22 52.60	69.54 24.7	28.8 94.7	31 36.5	41 126	368.8 32.6	529.6 42.3	1.48 —	1.79 86.1

Les résultats font apparaître 24,05 % de l'inertie totale pour l'axe (1) et 17,34 % pour l'axe (2) (Fig. 3). La lecture de la figure permet de visualiser comme précédemment deux groupes de variables liées aux axes (1') et (2'). Leurs compositions sont respectivement 3, 5, 20, 21, 24, 25, 28, 29, pour l'axe (1') et 18, 19, 22, 26, 27, 40, 41 pour l'axe (2'). Ces deux groupes de caractères sont indépendants et les éléments constitutifs de chacun d'eux intercorrélés.

Nous recherchons également dans cette analyse, étendue à un plus grand nombre de paramètres, d'éventuelles différences ou similitudes entre les groupements de stations. Nous pourrions alors «mesurer» véritablement l'incidence des facteurs nouvellement introduits, et le cas échéant montrer comment les paramètres biologiques «fourmis», intègrent les paramètres «Milieu», et les paramètres «Agression».

Cette troisième analyse comme pour les précédentes fait apparaître trois ensembles bien différenciés (A3), (B3), (C3) et un noyau central (D3). Ces ensembles sont constitués respectivement par les stations 1, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 34, 35, 39 pour (A3), par les stations 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 46, 61, 65 pour (B3), et par les stations 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 20, 21, 22, 48, 49, 58, 59 pour l'ensemble (C3).

L'identité avec l'analyse précédente est pratiquement complète, seules les stations 39 et 42 rejoignent (A3) et (D3).

Pour l'ensemble (A3), la station (39) qui était en position marginale de A2 lors de l'analyse précédente se trouve ici à proximité de la station (1), et s'incorpore harmonieusement à l'ensemble (A3). Cette migration ne présente aucun caractère surprenant, car la forêt d'Osséja (IA-78) est une forêt à forte biomasse, qui en 1978 était en début d'agression; nous discuterons son cas plus longuement, car c'est un des exemples choisis pour illustrer l'évolution dynamique d'une même forêt en butte à un certain type d'agression.

Pour l'ensemble (B3), la station (42), Barrés (I-78) rejoint l'ensemble (D3) central.

CODIFICATION DES STATIONS :

ENSEMBLE (A3)

— Chapite (I)	(1)
— Guils (I)	(23)
— Guils (II)	(24)
— Guils (III)	(25)
— Guils (IV)	(26)
— Guils (V)	(27)
— Guils (VI)	(28)
— Osseja (IA-72)	(34)
— Osseja (IA-78)	(35)

ENSEMBLE (B3)

— Melzerate (I)	(2)
— Melzerate (II)	(3)
— Melzerate (III)	(4)
— Melzerate (IV)	(5)
— Melzerate (V)	(6)
— Melzerate (VII)	(7)
— Couleau (I)	(8)
— Barrés (I)	(42)
— La Matte (IV)	(46)
— Creux (I)	(61)
— Aveillans (B)	(65)

ENSEMBLE (C3)

— Serre Eyraud (II)	(10)
— Serre Eyraud (III)	(11)
— Puy St. Vincent (I)	(12)
— Puy St. Vincent (II)	(13)
— Mme Carle (A-78)	(14)
— Mme Carle (B-78)	(15)
— Mme Carle (A-79)	(16)
— Mme Carle (B-79)	(17)
— Oréac (I)	(20)

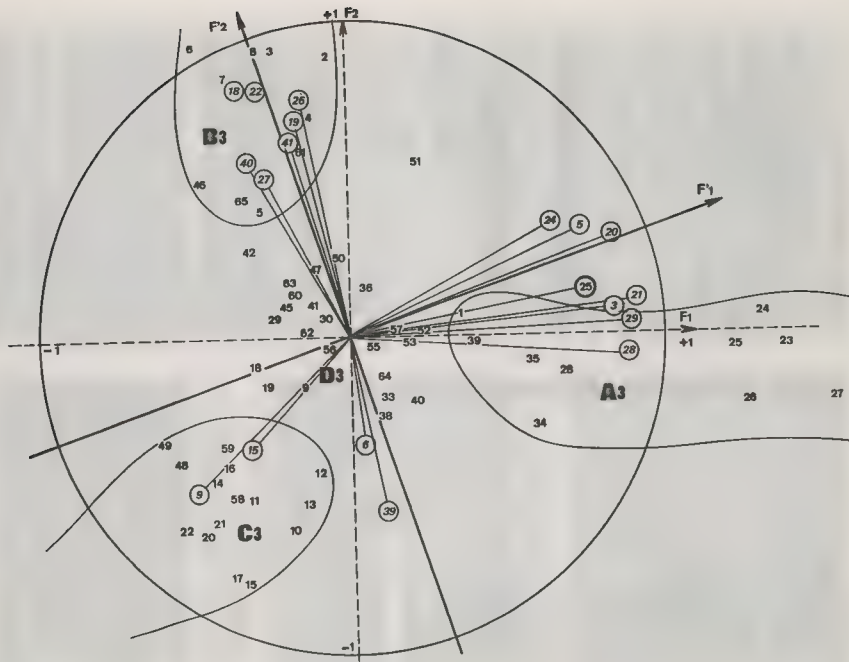


FIG. 3 — Représentation graphique de l'analyse factorielle en composantes principales réalisée sur 29 variables dans 65 stations. Codification des variables cf. le texte

— Oréac (III)	(21)
— Oréac (IV)	(22)
— Calmazeille-Télési (77)	(48)
— Calmazeille-Télési (78)	(49)
— Belvédère (A)	(58)
— Belvédère (B)	(59)

ENSEMBLE CENTRAL (D3)

— Osseja (IA-79)	(63)
— Osseja (IA-78)	(39)
— Osseja (IIA-78)	(40)
— Osseja (III-79)	(64)
— Serre Eyraud (I-78)	(9)
— Calmazeille (21)	(51)
— Calmazeille (22)	(52)
— Calmazeille (25)	(55)
— Osseja (II-78)	(38)
— La Matte (AC)	(47)
— Calmazeille (23)	(53)
— Réotier (I)	(18)
— Réotier (II)	(19)
— La Matte (II)	(44)
— Aveillans (A)	(60)
— Osseja (IIA-79)	(62)
— La Matte (I)	(43)
— Orry (II)	(31)
— Osseja (IB-78)	(37)
— Orry (I)	(30)
— Calmazeille (24)	(54)
— Calmazeille (20)	(50)
— Calmazeille (26)	(56)
— Calmazeille (28)	(57)
— La Matte (III)	(45)
— Estaques (I)	(29)
— Orry (III)	(32)
— Orry (IV)	(33)
— Barrès (II)	(41)
— Osseja (IIB-78)	(36)

Les deux modifications décrites sont en fait des ajustements de détail, qui affectent seulement 2 stations sur 65 ; leur migration s'explique aisément par leur marginalité vis-à-vis de ces ensembles. En conséquence, la discussion présentée lors de l'analyse précédente (ACP, 20), s'applique intégralement à celle-ci. Les sous-ensembles (C¹I) et (C¹II) perdent également leur très faible individualité. L'introduction d'un plus grand nombre de variables a pour conséquence leur migration dans le centre du nuage et dans l'ensemble (C3).

1 — ÉTUDE DU MILIEU

L'interprétation de l'ACP, 29 suggère une forte corrélation entre le caractère «nombre de nids» et le caractère «hauteur et recouvrement de la strate herbacée» (cf. axe 2^e). Ce même axe (2^e) exprime un gradient depuis les valeurs négatives (strate herbacée basse), jusqu'aux valeurs positives (strate herbacée moyenne, et strate herbacée haute). Il est même très probable que cet axe traduise également un gradient d'humidité, et caractérise peut-être aussi, un microclimat propre au mélèze ? Cette hypothèse pourrait être plausible si l'on considère la composition de l'ensemble (B) représenté en majorité par des stations alpines à pseudobiomasse élevée. L'incorporation de trois stations pyrénéennes dans ce groupe, ne modifie pas ce schéma si l'on remarque que les stations dont il est fait mention (46, 61, 65) sont pour l'ensemble pyrénéen des stations humides caractérisées par une strate herbacée moyenne à haute, à très fort recouvrement.

2 — ÉTUDE DES AGRESSIONS

L'agression a été déjà décrite dans ses manifestations, cependant il n'est peut-être pas sans intérêt de souligner localement le cas des deux stations «Aveillans A et B» identiques dans la totalité de leurs paramètres «milieu», et différentes seulement dans les caractères «agression». La parcelle (B) d'un accès facile subit une fréquentation touristique plus forte par rapport à son homologue la station (A).

Les paramètres analysés dans la parcelle (B) montrent simultanément (tabl. II) :

- une augmentation de 50 % du nombre des nids,
- une nette diminution de la pseudobiomasse (1/5 environ),
- une augmentation de la nécromasse (voisine du double),
- une diminution de l'ordre de 50 % du volume moyen des nids

L'ensemble de ces modifications est provoqué par le seul tourisme estival plus important dans la parcelle (B), qui est d'un accès plus facile.

TABLEAU II
Résultats obtenus dans les quatre principaux paramètres
myrmécologiques, sur les parcelles «Aveillans»
différentes dans le seul caractère «agression»

	Aveillans A, non agressé	Aveillans B agressé
Nombre de nids en activité	30	45
Pseudobiomasse des nids en activité	4,958 m ³ /ha	3,934 m ³ /ha
Nécromasse des nids abandonnés	0,783 m ³ /ha	1,387 m ³ /ha
Volume moyen des nids en activité	0,165 m ³ /ha	0,087 m ³ /ha

IV — DISCUSSION GÉNÉRALE
ET CONCLUSIONS

INTÉRÊT DE L'ESPÈCE *F. LUGUBRIS* Z. COMME INDICATEUR BIOLOGIQUE DE DÉGRADATION — Sans revenir sur la signification écologique de chacune des trois analyses, discutées en détail ailleurs (TOROSSIAN, 1980), il nous paraît intéressant de comparer de manière synthétique les résultats obtenus. Les points essentiels nous semblent être :

1 — La permanence et la très grande stabilité de ces ensembles (A), (B), (C) dans toutes les analyses dont la signification biologique est de la plus haute importance ; ainsi, l'introduction d'un premier lot de données «milieu» et de données «agressions», suivie d'un deuxième lot plus important de ces paramètres n'affecte pas sensiblement la représentation des stations qui intègrent parfaitement les lots de variables successivement introduits. En conséquence les fournis du groupe *F. rufa* et plus spécialement l'espèce *F. lugubris* Z. sont bien liées au milieu qu'elles représentent fidèlement, et dont elles expriment les caractéristiques.

2 — Le classement des stations forestières en quatre «familles» de population myrmécologique :

— L'ensemble (A) est constitué par des stations à populations optimales caractérisées par des colonies qui se dévelop-

pent jusqu'à leur maximum car peu de facteurs limitants viennent les perturber et s'opposent à leur développement ; nous parlerons de populations « climatiques », c'est-à-dire réalisées en un petit nombre de fourmillières à l'hectare (11 nids) mais dont les volumes moyens sont très élevés (supérieur à 1 m³). Il en résulte des pseudobiomasses très fortes dont la valeur moyenne est de l'ordre de 15 m³, mais qui peuvent atteindre et dépasser parfois 23 m³ à l'hectare ! Ces populations véritablement fabuleuses s'observent en Cerdagne dans des régions où l'activité humaine ne s'est pas encore manifestée, puisqu'une seule route forestière de création récente (moins de 2 ans) et de très mauvaise qualité, ne permet qu'un accès très difficile à ces forêts. Il nous faut noter que l'intervention de l'une ou l'autre des trois agressions étudiées, (animale, touristique et forestière) dans de telles populations « climatiques » fait migrer par paliers les stations de l'ensemble (A) vers (D), puis éventuellement vers (C).

— L'ensemble (B) est constitué de stations à populations que nous qualifierons de « subclimatiques » car sans atteindre les valeurs précédentes elles réalisent de très bonnes pseudobiomasses de l'ordre de 7 m³ en moyenne. Mais ici, la catégorie « gros nids » a quasiment disparu et est remplacée par la catégorie « nids moyens » qui subit une multiplication intense, puisque nous observons en moyenne 45 nids à l'hectare. Manifestement, les conditions requises à l'installation d'une population dite « climatique » existent, mais des facteurs limitants interdisent la formation de nids de très fort volume typiques de cet état. Cette inhibition des très gros nids paraît liée à la structure du couvert forestier associé ici à une strate herbacée moyenne dominante (5-25 cm) ou haute (25-100 cm). Il faut également signaler le gradient « couvert forestier » de l'axe (1°) caractérisé par la surface terrière et la densité des tiges, sur lequel ces stations viennent se projeter en position moyenne. On pourrait peut-être avancer l'idée d'un état « climatique » propre au mélèze en situation favorable ; mais cette idée doit être suggérée avec prudence et demande encore des vérifications supplémentaires.

— L'ensemble (C) est constitué de stations tout aussi nettement caractérisées que les précédentes ; mais ici l'agression sous une forme ou sous une autre atteint des valeurs élevées, et les fourmis ne peuvent plus réaliser les populations du type précédent. Parfois les coupes rases ou le tourisme et son cortège de manifestations traumatiques, parfois les animaux d'élevage (bovidés, équidés...) ou l'agression forestière consécutive à une exploitation réalisée sans soins, sont les facteurs importants de la dégradation du milieu. Les populations myrmécologiques n'ont plus de valeur que vestigiale. Elles sont représentées par un petit nombre de nids (10 à 15/ha) de très faible volume moyen qui réalise des pseudobiomasses de valeur le plus souvent comprise entre 0,1 et 0,3 m³ à l'hectare. De ces colonies ont également disparues les catégories « gros nids » caractéristiques des stations à populations « climatiques ». À ce stade la régression est totale et de telles populations peuvent ainsi se maintenir une vingtaine d'années avant de disparaître définitivement. Le retour à un état antérieur du type climatique (A) ou sub-climatique (B) reste très hypothétique voire impossible. Il est évidemment lié à l'état forestier, mais si comme au plateau d'Oréac (Hautes Alpes) des coupes rases d'altitude sont réalisées, et que les plantations de remplacement les plus variées connaissent le même insuccès total, les équilibres biocénoses antérieurs ne pourront jamais se réaliser. Les stations de l'ensemble (C) représentent en quelque sorte le stade ultime de la régression.

— Les stations de l'ensemble (D). Nous avons déjà souligné que leur position voisine du centre dans les différentes analyses revêtait une signification écologique évidente. Ces stations peuvent présenter, par l'un ou l'autre de leurs caractères, l'apparence des stations de type (A) ou (B). Mais leurs caractères intermédiaires en interdit l'incorporation. De telles stations sont susceptibles, dans le temps, de migrer et de rejoindre soit le groupe climatique (A), soit le groupe (C) très

dégradé. La structure et la physiognomie de telles populations relevées sur ces stations constituent des indicateurs de tendance, véritables clignotants écologiques qui attirent l'attention du spécialiste sur les forêts dans lesquelles elles sont localisées, car nous avons établi d'une part la liaison fourmi-milieu et d'autre part la mouvance rapide des populations. Il importe donc de suivre au plus près les stations (D) et de rechercher lesquelles d'entre-elles révèlent un danger immédiat d'évolution régressive des populations myrmécologiques et des forêts qui leur sont si étroitement liées. Le groupe (D3), d'après nos analyses, est constitué par 29 stations. Au point de vue économique, il est sans doute intéressant d'étudier plus près cet ensemble, afin de déterminer l'importance du risque encouru par les forêts, car si les stations (D3) sont séparées par l'analyse en composantes principales (ACP, 29) en un ensemble central unique, il est logique de penser que les stations telles que Orry (IV) et Osséja (IA-79) avec respectivement pour pseudobiomasse 1,39 m³/ha et 8,87 m³/ha ne traduisent pas le même risque dans l'immédiat ou le très proche avenir. C'est à partir de ces stations à « haut risque » qu'il paraît souhaitable d'établir une surveillance continue, à partir de laquelle apparaîtra le degré d'urgence des interventions correctives à appliquer au milieu forestier.

CONCLUSION

La méthode d'analyse que nous avons adoptée, et les traitements statistiques retenus, nous autorisent à définir le degré de risque de toutes nouvelles stations étudiées, par leurs localisations dans le système des ensembles (A3) (B3) (C3) (D3), et la détermination des tendances des stations centrales du groupe (D3). Chacun de ces groupes et sous-groupes constitue une échelle de dégradation relative à l'artificialisation des milieux, à laquelle il sera aisé de se référer concrètement par examen des valeurs moyennes des paramètres fondamentaux des peuplements étudiés.

Nous pensons ainsi avoir montré la possibilité de prévision évolutive d'une station forestière, et justifié le rôle d'indicateur biologique de *F. lugubris* Zett. dont les populations répondent rapidement aux agressions qu'imposent aux forêts de montagnes l'exploitation forestière, l'élevage et la fréquentation touristique.

BIBLIOGRAPHIE

- CEBALLOS (P.), 1978. — Las Hormigas rojas, las aves insectívoras y los murciélagos. Eficacia auxiliares en la defensa de nuestros bosques. *Colloque O.L.B., Varenne (Italie)*, septembre 1978.
- COTTI (G.), 1963. — Bibliographia regionata 1930-1961 del gruppo *Formica rufa*, in italiano, deutsch, english. *Collana Verde*, 8, p. 1-414.
- EICHORN (O.), 1964. — Die höhen und waldtypenmäßige Verbreitung der nützlichen Waldameisen in den Ostalpen. *Waldhygiene*, 5, p. 129-135.
- FINNEGAN (R.J.), 1975. — Introduction of a predacious red wood ant, *Formica lugubris* (Hymenoptera : Formicidae) from Italy to eastern Canada. *Can. Ent.* 107, p. 1271-1274.
- GOSSWALD (K.), 1951. — Die rote Waldameise im Dreiste der Waldhygiene *Metta*. Kinav Verlag, Lüneburg, 160 p.
- GOSSWALD (K.), 1976. — Waldameisenhege. *Waldhygiene*, 11, p. 193-256.
- KLIMACEK (D.), 1970. — Zur Bedeutung des Kleinstandorts für die Verbreitung hügelbaudener Waldameisen der *Formica rufa* Gruppe. *Z. Angew. Ent.*, 66, p. 84-95.

- OTTO (D.), 1965. — Der Einfluss der Roten Waldameisen (*F. polyctena* Forst.) auf die Zusammensetzung der Insektenfauna (ausschliesslich Gradierende Arten). *Collana Verde*, 16, p. 250-263.
- PAVAN (M.), 1959. — Attivita' italiana per la lotta biologica con formiche del gruppo *Formica rufa* contro gli insetti dannosi alle foreste. *Collana Verde*, 4, p. 1-78.
- PAVAN (M.), 1976. — Utilisation des fourmis du groupe *Formica rufa* pour la défense biologique des forêts. *Collana Verde*, 39, p. 417-442.
- RONCHETTI (G.), 1966. — Sui trapianti di formiche del «gruppo *Formica rufa*» in Italia. *Atti. Naz. It. Entom.*, 8, p. 218-227.
- RONCHETTI (G.), 1978. — Distribution des fourmis du groupe *Formica rufa* en Italie et en Europe. *Colloque O I L.B., Varenne (Italie)*, Septembre 1978.
- ROSENGREN (R.), VESPALAINEN (K.), WUORENINNE (H.), 1978. — Distribution, Foraging pattern and ecological significance of wood ant species (*Formica rufa* group) in Finland. *Colloque O I L.B., Varenne (Italie)*, Spetembre 1978.
- SUDD (J.M.), DOUGLAS (J.M.), GAYNARD (T.), MURRAY (D.M.), SOTCKDALE (J.M.), 1977. — The distribution of wood-ants (*Formica lugubris* Zell.) in a northern English Forest. *Ecological Entomology*, 2, p. 301-313.
- TOROSSIAN (C.), 1977. — Les fourmis rousses des bois (*Formica rufa*), indicateur biologique de dégradation des forêts de montagne des Pyrénées-Orientales. *Bull. Ecol.*, 8, (3), p. 333-348.
- TOROSSIAN (C.), 1979 a. — Méthode d'étude quantitative des fourmis du groupe *Formica rufa*. *Bull. SROP*, 11, (3), p. 215-240.
- TOROSSIAN (C.), 1979 b. — Étude des espèces du groupe *Formica rufa* des Pyrénées catalanes françaises. *Bull. SROP*, 11, (3), p. 241-262.
- TOROSSIAN (C.), 1979 c. — Rôle des espèces du groupe *Formica rufa* comme indicateur biologique de dégradation du milieu forestier montagnard sous l'action humaine. *Bull. SROP*, 11, (3), p. 263-284.
- TOROSSIAN (C.), 1980. — Les fourmis du groupe *Formica rufa*, indicateurs biologiques de dégradation de l'écosystème forestier montagnard sous l'action humaine (avec additif technique). *Ministère de l'Environnement*, 77/105, 186 p.
- TOROSSIAN (C.), 1982. — Code pour l'étude qualitative et quantitative des fourmis du groupe *Formica rufa*, et de leurs relations avec le milieu forestier. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 118, p. 177-198.

ANALYSES D'OUVRAGES BOOK REVIEW

R. BARBAULT. — *Écologie générale*. 1 volume, 224 pages. Masson Éditeur, Paris, 1983.

Si les ouvrages en Écologie Générale et en langue Française faisaient cruellement défaut il y a encore une dizaine d'années, il n'en est pas de même actuellement. Plusieurs livres ont été publiés tant en Écologie, discipline scientifique fondamentale qu'en Écologie dite appliquée.

Le livre que vient de publier Robert BARBAULT fera date, non seulement par la façon originale dont le sujet est traité ou par des exemples pertinents choisis dans les travaux les plus récents, mais également par la clarté et la précision du langage utilisé et par la très belle illustration rendant le texte extrêmement vivant et attrayant.

Au début de l'ouvrage, l'Écologie est placée dans le champ général des Sciences de la Vie et la notion de système écologique est définie très clairement.

La première partie est consacrée à l'étude de l'organisation générale de la biosphère dans laquelle l'auteur traite de la dynamique de l'environnement physique ainsi que de la structure et de l'histoire de la biosphère.

La deuxième partie est consacrée à l'étude des populations. Les notions d'hétérogénéité et de prévisibilité, les effets des facteurs écologiques, les éléments de génétique des populations sont quelques uns des chapitres regroupés sous le titre : le système population - environnement. Le titre dynamique des populations traite de la croissance et de la régulation des populations, de la compétition intraspécifique, de la population dans l'écosystème et des stratégies démographiques.

La troisième partie est consacrée à la compétition interspécifique, aux interactions de coopération, à la coévolution et surtout aux relations mangeurs - mangés, comportant une dizaine de chapitres extrêmement précis et très complets sur les relations prédateurs - proies.

Structure et fonctionnement des écosystèmes est le titre de la quatrième partie qui traite des caractéristiques des écosystèmes, des flux d'énergie et des cycles des nutriments et enfin de la structure et de la dynamique des peuplements.

La dernière partie aborde le thème de l'homme dans la biosphère. La pollution de la biosphère, la conservation des milieux et des espèces, l'étude des agrosystèmes, et la lutte contre les ravageurs sont quelques uns des chapitres de cette partie. Le tout est complété par une bibliographie très abondante.

On a tort de penser que ce type d'ouvrage est exclusivement conçu à l'intention des étudiants en biologie. Il est tout aussi important pour les chercheurs dans ce vaste domaine qu'est l'Écologie fondamentale et finalisée de trouver réunis dans un seul livre une vue d'ensemble de la discipline avec ses concepts et ses théories. Les services qu'il rendra, j'en suis

persuadé, sont multiples. Qu'il me soit permis de recommander à tous nos collègues la lecture de cette excellente synthèse de l'état actuel de nos connaissances dans le domaine de l'Écologie.

Z. MASSOUD

NAIL E. WEST (éditeur). — *Temperate deserts and semi-deserts. Ecosystems of the world n°5*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. Un volume XII + 522 pages, paru en 1983. Prix : 400 florins.

Dans la série «Ecosystems of the world», ce volume 5 est consacré aux déserts tempérés et aux semi-déserts c'est-à-dire essentiellement aux régions qui s'étendent de la Turquie à la Chine à travers toute l'Asie Centrale, aux régions de l'Ouest des États-Unis, et dans l'hémisphère sud à la Patagonie argentine. Cet ouvrage collectif est l'oeuvre d'une quinzaine de chercheurs qui appartiennent aux pays dont les régions sont décrites, ou bien qui ont une bonne connaissance des régions dont ils parlent et de la littérature qui leur a été consacrée.

Une introduction rapide présente les régions étudiées et montre leur importance géographique. Quatre vingt quatre pour cent des déserts tempérés et des semi-déserts sont localisés à l'Asie Centrale où ils forment 15 % du continent ; en Amérique du Nord ces déserts ne représentent que 13 % des surfaces étudiées et 3 % du continent ; la Patagonie n'intervient que pour 3 % des surfaces étudiées. La deuxième section du livre est une étude très importante des déserts d'Asie ; elle est due en grande partie au professeur H. WALTER qui a l'avantage d'avoir une bonne connaissance personnelle des régions qu'il décrit et de la littérature de langue russe. Grâce à cela nous avons pour la première fois une synthèse sur ces régions : région caspienne, Kazakhstan, Karakum, Tien Shan, Asie Centrale, Pamir et Afghanistan. Cette partie couvre à elle seule plus de 300 pages. Elle renferme une illustration excellente et abondante (photos, schémas, graphiques) ; il est certain que le lecteur trouvera là une masse considérable de données difficiles à obtenir ailleurs. Pour chaque région on note une présentation générale, des données climatiques, géologiques et géomorphologiques, des données sur les sols et le cycle de l'eau, une étude de la végétation et de la faune ; puis de nombreux renseignements sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes : productivité, biomasse, écophysologie des espèces remarquables, phénologie, structures et adaptations des végétaux, influence de l'homme, etc.

La troisième section traite de régions mieux connues car plus accessibles de l'Amérique du Nord. Après une présentation générale sont passés en revue le désert de Great Basin, les steppes à sagebrush (*Artemisia*), le désert Mohave, le désert de l'Utah. Le plan suivi pour la description de ces régions est

le même que pour l'Asie. La quatrième partie présente une région remarquable par son originalité et elle aussi bien peu connue : la Patagonie semi-désertique, que beaucoup d'écologistes découvriront sûrement ici pour la première fois. Enfin la cinquième partie est une comparaison montrant les caractères communs et les différences, surtout au point de vue écologique, des diverses régions traitées.

Ce volume constitue une excellente synthèse, complète et bien présentée, que tout écologiste consulera avec un grand intérêt, en espérant avoir peut-être un jour l'occasion de parcourir ces régions.

F. DI CASTRI, D.W. GOODALL, R.L. SPECHT (éditeurs). — *Mediterranean-type shrublands. Ecosystems of the world n° 11*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. Un volume XII + 643 pages paru en 1981. Prix : 280 florins.

Dans cinq régions du monde largement séparées : le Bassin méditerranéen, la Californie, le Chili, l'Afrique du Sud et le sud-ouest australien, il existe un climat de type méditerranéen caractérisé par des étés secs et des hivers doux et humides. Ces régions sont couvertes d'une végétation arborescente plus ou moins dense, à feuilles persistantes, qui a reçu des noms variés tels que maquis en France, chaparral en Californie, matorral au Chili, mallee en Australie. Ce sont ces écosystèmes qui sont décrits dans ce volume.

L'introduction par F. DI CASTRI présente les zones méditerranéennes, leur milieu physique, leurs climats. L'étude des particularités physiques et climatiques en relation avec la biologie des organismes fait l'objet de deux chapitres. Puis viennent les études régionales correspondant aux cinq régions du globe où sont représentées des formations végétales de type méditerranéen. Une autre partie du volume, très importante, est consacrée à l'étude fonctionnelle des écosystèmes méditerranéens. La production primaire, le cycle des éléments minéraux, la phénologie et les stratégies adaptatives des végétaux, les relations plantes-animaux, la structure, et la dynamique des communautés d'oiseaux, de lézards, d'animaux du sol, sont analysés en détail. Enfin trois chapitres montrent l'influence de l'homme sur les milieux méditerranéens.

Voici une excellente mise au point sur les écosystèmes de type méditerranéen dont on tirera le plus grand profit.

F. BOURLIÈRE (éditeurs). — *Tropical savannas. Ecosystems of the world n° 13*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. Un volume XII + 730 pages paru en 1983. Prix : 465 florins.

Les savanes sont des formations végétales dont la définition a parfois été confuse et que les auteurs de ce livre considèrent comme des formations herbacées à prédominance de Graminées mêlées d'arbustes plus ou moins abondants, et répandues dans les régions tropicales. Le premier chapitre précise cette notion de savane, définit leurs caractéristiques, leurs faunes et leurs flores, leurs variations saisonnières et présente un résumé de ce que l'on sait sur les processus de décomposition de la matière organique dans ces régions. Les savanes couvrent d'importantes surfaces estimées à plus de 50 % des régions tropicales, en particulier en Afrique mais aussi en Amérique du Sud, en Inde, en Asie du sud-est et en Australie. Traditionnellement elles sont le

domaine des grands herbivores et des nomades chasseurs.

Cet important volume est le premier qui tente une étude d'ensemble des savanes. Il le fait d'une façon approfondie et très réussie, en tenant compte de l'ensemble des recherches actuellement réalisées. Un chapitre de paléoécologie rappelle l'histoire des savanes au quaternaire et son importance pour la compréhension des savanes actuelles (théorie de refuges par exemple, les «rain forests» quaternaires ayant été au cours de périodes sèches bien plus réduites que de nos jours et entourées de vastes zones de savanes). L'accent est mis constamment sur les aspects structuraux et fonctionnels de l'écologie des savanes. On peut distinguer quelques grandes parties.

La première partie présente le milieu physique : climats et sols. Une deuxième est consacrée à la végétation des savanes africaines, indiennes, d'Asie du sud-est, d'Amérique du Sud et d'Australie. La phénologie et les types biologiques font l'objet d'un chapitre spécial.

La troisième partie traite des animaux c'est-à-dire des consommateurs primaires et secondaires : Invertébrés, Amphibiens, Reptiles, Oiseaux et Mammifères, ces derniers faisant l'objet d'importants et intéressants développements (Rongeurs, Ongulés africains et leurs adaptations, Ongulés et Rongeurs d'Amérique du Sud, Marsupiaux herbivores d'Australie) ; enfin rôle des Mammifères et tant que consommateurs secondaires (prédateurs).

Le niveau des détritivores est abordé dans une quatrième partie : les termites, les vers de terre et les fourmis sont examinés ; les microorganismes et leur rôle sont décrits. La cinquième partie est consacrée aux organismes parasites et pathogènes des savanes africaines. Enfin la sixième partie analyse les flux d'énergie, les cycles des éléments minéraux, les successions écologiques. La dernière partie montre quel est l'impact de l'homme traditionnel sur les savanes à l'aide de deux exemples, le feu et le pâturage (qui conduit souvent au surpâturage).

Ce gros volume est certainement une réussite. Grâce à la collaboration d'une trentaine d'auteurs nous sommes maintenant en possession d'une excellente synthèse, la première du genre, sur les savanes du monde entier (on appréciera en particulier les données relatives à des régions peu connues comme l'Australie, l'Asie du sud-est ou l'Amérique du Sud), sur leur faune et leur flore, et surtout sur la structure et le fonctionnement de ces écosystèmes, et les adaptations des organismes qui les peuplent. Voilà un ouvrage qui sera indispensable au chercheur et qui fournira à l'enseignant (écologiste ou géographe) un grand nombre de documents intéressants et bien exposés.

Annual review of ecology and systematics. — Volume 14, paru en 1983. VIII + 500 pages. Prix 30 dollars. Annual Reviews Inc., Palo Alto, California

Ce volume 14 de la série *Annual review of ecology and systematics* renferme 19 contributions sur des sujets divers que l'on peut grouper en un certain nombre de rubriques.

La systématique et l'évolution sont représentées par 8 articles. J.F. McDONALD : The molecular basis of adaptation : a critical review of relevant ideas and observations. — J.S. LEVINTON : Stasis in progress : the empirical basis of macroevolution. — J.L. PATTON et S.W. SHERWOOD : Chromosome evolution and speciation in rodents. — D.S. WILSON : The group selection controversy : history and current status. — G.D. PRESTWICH : Chemical systematics of termites exocrine secretions. — J. FELSENSTEIN :

Parsimony in systematics: biological and statistical issues. — E. SOBER: Parsimony in systematics: philosophical issues. — C.S. CAMPBELL, J.A. QUINN, G.P. CHEPLICK, T.J. BELL: Cleistogamy in grass.

Les aspects de l'écologie de certains groupes systématiques sont analysés dans trois articles J.J. GILBERT et C.E. WILLIAMSON: Sexual dimorphism in zooplankton (Copepoda, Cladocera et Rotifera). — W.A. CALDER: Ecological scaling: mammals and birds. — J.A. STAMPS et S.M. GON: Sex-biased pattern variation in the prey of birds.

Des aspects récents de l'écologie sont abordés dans les trois mises au point suivantes: P.A. PARSONS: Ecobehavioral genetics: habitats and colonists. — S. R. RIECHERT et P. HAMMERSTEIN: Game theory in the ecological context. P.W. EWALD: Host-parasite relations, vectors and the evolution of disease severity.

Enfin l'étude des écosystèmes est abordée dans les articles suivants. A.V. MILEWSKI: A comparison of ecosystems in mediterranean Australia and southern Africa: nutrient-poor sites at the Barrens and the Caledon coast. — P.H. HARVEY, R.K. COLWELL, J.W. SILVERSTOWN et R.M. MAY: Null models in ecology. — P. ABRAMS: The theory of limiting similarity. — M.W. BINFORD, E.S. DEEVEY et T.L. CRISMAN: Paleoclimatology: an historical perspective on lacustrine ecosystems. — V. ALEXANDER et K. VAN CLEVE: The Alaska pipeline: a success story.

Ce sommaire montre l'intérêt de ce volume qui comprend en outre une abondante bibliographie sur chaque sujet traité.

M. ALLABY. — Dictionary of the environment. Macmillan Press, London. Un volume 529 pages, seconde édition, paru en 1984. Prix: 25 livres.

On trouvera dans ce dictionnaire la définition de très nombreux termes se rapportant à l'"environnement" pris dans un sens très large, avec non seulement le vocabulaire de l'écologie fondamentale et appliquée, mais aussi celui qui se rapporte à l'urbanisme, aux pollutions, à l'industrie nucléaire, à l'aménagement du territoire, à la géologie, à la botanique et à la zoologie, à la génétique, à la biologie moléculaire, à la physiologie. Les définitions sont en général brèves mais suffisantes. Certaines (comme par exemple kilogramme) pourront paraître inutiles à un lecteur français. Mais dans l'ensemble ce dictionnaire, en raison du grand nombre de termes qu'il renferme (en particulier des termes techniques ou très spécialisés) sera utile au Français lecteur d'ouvrages en anglais.

M.V. BRIAN. — Social insects. Ecology and behavioural biology. Chapman & Hall éditeur, Londres. Un volume VII + 377 pages, paru en 1983. Prix: 12,95 livres.

Ce livre est écrit par un spécialiste des insectes sociaux qui a beaucoup publié sur les fourmis, mais aussi sur les termites et les guêpes. L'idée qui a été à l'origine de ce livre est la suivante: le rôle écologique des insectes peut être considérable, en particulier chez les espèces qui, ayant acquis l'état social, sont formées de groupes organisés d'individus nombreux. Les insectes sociaux sont présents partout. Ce livre présente l'état de nos connaissances sur leur écologie, leur vie sociale, leur comportement. Il étudie ces insectes d'une façon comparative, en mettant en parallèle ce qui concerne les fourmis, les abeilles, les guêpes, les termites. Seuls les insectes sociaux ayant acquis une différenciation en castes dans un

sexe sont pris en considération.

Les sujets suivants sont traités: la nourriture et sa recherche (le rôle des termites comme décomposeurs, les guêpes et les fourmis comme prédateurs, les consommateurs de sucre et de nectar, les mangeurs de graines, des feuilles, de pollen); les nids, leur structure et leurs caractéristiques (microclimat en particulier); les mécanismes de défense; la digestion; la croissance de la population constituant la société; la reproduction et le déterminisme des castes; l'évolution des sociétés d'insectes; l'écologie comparée d'espèces voisines appartenant au même genre chez les fourmis, les termites, les abeilles, les guêpes; enfin les communautés d'insectes sociaux dans les diverses régions du globe.

J. LEFEBVRE. — Introduction aux analyses statistiques multidimensionnelles. Masson éditeur, Paris. Un volume XIII + 275 pages, paru en 1983. Troisième édition. Prix: 203 francs.

Voici la troisième édition d'un ouvrage dont nous avons déjà rendu compte lors de la parution de sa première édition. Après avoir rappelé les éléments qui sont nécessaires à la pratique de l'analyse multidimensionnelle, l'auteur expose les notions relatives aux statistiques élémentaires, puis étudie les analyses multidimensionnelles (comme par exemple l'analyse en composantes principales, l'analyse factorielle des correspondances, la distance D^2 de Mahalanobis, etc.). De nombreux exemples concrets dans le domaine de la biologie sont présentés. Ces techniques d'analyse étant de plus en plus employées en écologie, cet ouvrage d'initiation sera sûrement apprécié par tous ceux qui ont besoin de mettre à jour leur culture mathématique.

S. NILSSON. — Atlas of airborne fungal spores in Europe. Springer éditeur, Berlin. Un volume 87 planches, 139 pages, paru en 1983. Prix: 128 DM.

Après des généralités sur les cycles de développement des champignons, sur leur classification et la structure de leurs spores, on trouve dans cet ouvrage un ensemble de 87 planches qui montrent l'aspect des spores des principaux champignons présents dans l'air. Les photos sont soit prises au microscope photonique, soit au microscope à balayage. On peut regretter que la mise en page de ces planches fasse perdre beaucoup de place, ce qui contribue certainement à augmenter le prix du livre. Les vingt dernières pages sont consacrées à la description des spores représentées, et à une brève bibliographie. Les spores représentées ont été choisies en fonction de leur importance soit en médecine, soit en pathologie végétale.

Isotope and radiation techniques in soil physics and irrigation studies. — Proceedings of an international symposium, Aix-en-Provence. International Atomic Energy Agency, Vienna, 1983. Un volume, 596 pages, paru en 1983.

Il est important de connaître les mécanismes grâce auxquels l'eau se déplace dans le sol, et grâce auxquels l'eau et les sels minéraux deviennent disponibles pour la végétation. La connaissance de ces processus a fait de grands progrès grâce à l'emploi de radioéléments utilisés comme traceurs. Ce volume est le compte-rendu d'un colloque consacré à ce sujet. La plupart des communications étudient les divers aspects de l'eau du sol, ses mouvements, le mécanisme des transferts de diverses substances (comme les pesticides ou les métaux

jours). Les aspects pratiques ne sont pas oubliés par exemple en agriculture pour l'irrigation. Plusieurs communications exposent des sujets de méthodologie.

Biological effects of low-level radiation. — Proceedings of a symposium, Venise, International Atomic energy agency, Vienna 1983. Un volume 682 pages.

L'emploi de plus en plus fréquent de techniques nucléaires dans l'industrie, l'agriculture, la médecine, a nécessairement comme conséquence de soumettre l'organisme à des doses de radiations ionisantes qui, bien que faibles en raison des précautions prises, peuvent néanmoins avoir des conséquences biologiques. Ce volume réunit les communications présentées à un colloque sur les effets biologiques des faibles doses de radiations. Une partie du livre est consacrée aux études réalisées après l'explosion d'une bombe A au Japon. Les autres parties traitent des effets de faibles doses de rayonnement sur le matériel génétique ; des études épidémiologiques sur des populations soumises à un rayonnement d'origine naturelle, ou à un rayonnement d'origine artificielle. Ainsi se trouve posé le problème des relations entre dose reçue et effets produits, en particulier pour de faibles doses de rayonnements ; on se demande aussi s'il existe véritablement un seuil en dessous duquel aucun effet biologique ne se manifeste. Ces questions montrent l'intérêt des sujets traités dans ce volume qui sera très utile aux spécialistes de la radioprotection.

D. LACK. — *Darwin's finches*. Cambridge University Press, 1983. Un volume 208 pages, 8 planches de photos. Prix : 7,95 livres.

Cette nouvelle édition est la reproduction en facsimilé d'un ouvrage classique en écologie publié pour la première fois en 1947. Ce livre de LACK est une étude approfondie, après un long séjour aux îles Galapagos, de l'écologie des *Geospizins* ou pinsons de Darwin. Les variations de la morphologie et en particulier de la taille, de la forme du bec, du plumage, sont utilisées pour montrer l'exactitude des concepts darwiniens de sélection naturelle et de radiation adaptative. On lira avec intérêt ces pages consacrées à un groupe d'oiseaux dont l'étude a été d'une importance capitale dans la formation de la pensée de Darwin. Cette nouvelle édition est accompagnée d'une copieuse introduction, de notes et d'une bibliographie, qui couvrent 40 pages, dues à L.M. RATCLIFFE et à P.T. BOAG. Ces notes présentent ce que les recherches modernes ont apporté ou modifié aux concepts de LACK sur l'évolution des *Geospizins*. Voilà un livre qui sera utile à tous ceux qui s'intéressent à l'écologie et aux théories de l'évolution et à leur histoire.

W.L. NICHOLAS. — *The biology of free-living nematodes*. Clarendon Press, Oxford, 1984. Un volume relié IX + 251 pages. Prix : 25 livres. Deuxième édition.

Le grand nombre de travaux actuels sur les Nématodes libres justifie l'édition de ce livre. Deux chapitres importants sont consacrés à la morphologie et à la physiologie. Puis les techniques de culture au laboratoire et les exigences alimentaires sont décrites. Viennent ensuite les particularités biochimiques et celles qui sont relatives au développement, à la génétique et à la cytogénétique. La partie consacrée à l'écologie traite des Nématodes du sol, des champignons prédateurs de Nématodes, des Nématodes des eaux douces, saumâtres et marins. Enfin on trouve quelques données sur les budgets énergétiques des populations de Nématodes. Le dernier chapitre est consacré aux grandes lignes de la classification. Cet ouvrage qui tient compte des divers aspects de la biologie des Nématodes est une bonne introduction à l'étude d'un groupe à la morphologie et à la biologie souvent originales.

R. EARLL & D.G. ERWIN. — *Sublittoral ecology. The ecology of the shallow sublittoral benthos*. Clarendon Press, Oxford, 1983. Un volume relié + 277 pages. Prix : 20 livres.

Cet ouvrage collectif est dû à une dizaine d'auteurs. Il présente quelques aspects de l'écologie du benthos littoral. Après une introduction historique viennent sept chapitres qui traitent respectivement de l'éclairement, des mouvements de l'eau et de leur influence sur les organismes, du rôle du substrat, des divers types de relations entre espèces, des diverses communautés benthiques, de la biogéographie. Une bibliographie choisie termine le livre. Précisons que cette étude du benthos littoral se limite aux eaux de la Grande Bretagne et de l'Irlande et qu'elle intéressera donc surtout ceux de nos collègues qui travaillent dans la manche.

Résultats des expéditions biospéologiques cubano-roumaines à Cuba, 1981. — 192 pp., nombreuses illustrations. Éditions de l'Académie de la République Socialiste de Roumanie, R. 797 17, Bucarest, Calea Victoriei, 125.

Une très bonne introduction des Professeurs ORGHIDAN et NUNEZ Yimenez précède de nombreux articles.

À notre sens, le plus intéressant est celui de Mr. V. DECOU sur la biospéologie tropicale, et aussi celui du regretté Professeur VANDEL sur les Isopodes terrestres et cavernicoles de Cuba (second mémoire) qui aura été son dernier article rédigé. Notons aussi, parmi d'autres, un très bon article sur les poissons cavernicoles du genre *Lucifuga*, avec la description de *L. simle* n. sp., qui constitue une excellente mise au point d'un problème un peu controversé à savoir celui des Poissons Ophidiiformes souterrains.

C. DELAMARE DEBOUTTEVILLE

MANGROVES ET AUTRES FORMATIONS MARÉCAGEUSES LITTORALES EN GUADELOUPE CARTE PHYTOÉCOLOGIQUE DES GITES LARVAIRES DE MOUSTIQUES

Responsable de la carte : J.A. RIOUX

A. GABINAUD (2), J.J. CORRE (3), J. COUSSERANS (2),

D. JARRY (1) et J.A. RIOUX (1)

(1) Laboratoire d'Écologie médicale et Pathologie parasitaire, Faculté de Médecine, MONTPELLIER.

(2) Entente Interdépartementale pour la Démoustication du Littoral méditerranéen, MONTPELLIER.

(3) Laboratoire de Systématique et Écologie méditerranéennes, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, MONTPELLIER

RAPPEL MÉTHODOLOGIQUE

Les auteurs présentent une carte des gîtes culicidiens des mangroves guadeloupéennes. Basée sur l'emploi des indicateurs phytoécologiques, cette carte est élaborée en trois étapes :

La **première étape**, de caractère préliminaire, nécessite la concertation des botanistes, des entomologistes et des écologues. Ainsi est définie la zone d'intervention, en l'occurrence l'ensemble des phytocénoses littorales soumises à submersion. Pour des raisons pratiques (dynamique des gîtes, problème opérationnel), des formations faiblement halophiles, voire dulçaquicoles telles que les prairies, les fougères et les forêts à *Pterocarpus*, sont incluses dans le relevé. Font partie de cette étape l'inventaire des espèces culicidiennes de même que celui de la flore. Des missions de reconnaissance sur le terrain permettent à l'équipe de délimiter les principaux ensembles phytoécologiques, de discuter de leur dynamique et de dresser un premier inventaire des unités à cartographier.

La **deuxième étape**, analytique, débute lorsque botanistes et entomologistes procèdent indépendamment à l'étude de leur propre taxocénose. Le phytoécologue découpe «son espace», en définit l'hétérogénéité mésologique en considération de la seule logique végétale. L'entomologiste s'attache à délimiter la distribution spatiale des populations culicidiennes, en s'affranchissant du cadre floristique : des formations végétales voisines peuvent être regroupées eu égard à leur homologie au plan du Moustique.

L'**étape ultime** correspond à la réalisation d'un document synthétique à visée essentiellement opérationnelle (démoustication). Elle procède de la mise en commun des résultats précédents. L'équipe reconstituée convient alors des unités cartographiques à retenir. Elle fournit en définitive aux techniciens chargés du dépistage et du traitement des gîtes, un document permettant d'identifier sans difficulté excessive les principales strates culicidogènes, compte tenu de leur structure phytoécologique et de leur situation dans l'espace.

STRUCTURE DE LA VÉGÉTATION

Les unités de végétation ont été définies sur des bases physionomiques et floristiques. Les strates cartographiées correspondent par contre à des regroupements tenant compte de leur valeur en tant qu'indicateurs des gîtes larvaires de Moustiques. Même si ce classement «opérationnel» ne s'éloigne guère de ce qu'une analyse spécifiquement floristique et écologique aurait conduit à établir, il peut être intéressant de reprendre les caractéristiques du milieu qui semblent prévaloir dans l'individualisation des groupements végétaux afin de comprendre la logique de leur répartition spatiale.

Ces groupements végétaux appartiennent à trois formations :

- des formations simples de ligneux hauts : mangroves, forêt marécageuse de plaine à *Pterocarpus officinalis*

- des formations complexes de ligneux hauts et d'herbacées : marais à *Chrysobalanus icaco*, boisements marécageux à *Haematoxylon campechianum*.
- des formations herbacées : fougères, scirpaies, prairies, cladiaies, marais à *Eleocharis mutata*.

Eu égard à leurs différences de fertilité en larves de Moustiques, ce sont surtout les formations simples d'herbacées qui ont été détaillées. Elles constituent les clairières ou les lisières de formations ligneuses et s'intercalent le plus souvent entre les forêts et les cultures. Elles procèdent généralement de la déforestation.

En arrière de la forêt marécageuse de plaine, trois unités ont été distinguées : la fougère qui forme des lisières étroitement accolées à la forêt, le marais à *Chrysobalanus icaco* dans les bas-fonds tourbeux et les prairies à *Eriochloa polystachya* et *Commelina diffusa*, unité complexe dont la diversité structurale reste encore à préciser. Exploités en pâturage, ces groupements sont, dans leur majorité, sensibles au rythme des submersions et aux conditions d'utilisation et par conséquent instables. Ils se caractérisent pour la plupart par la très nette dominance d'une espèce, phénomène lié vraisemblablement à des conditions instables ou fortement contraignantes. Même s'il s'agit de stades fugaces, sans valeur syntaxonomique, l'approche du milieu ne peut être faite qu'à travers eux.

En arrière des mangroves ou dans leurs clairières, trois unités ont été différenciées : les prairies d'arrière-mangroves proprement dites, les prairies à *Phloxerus vermicularis*, les marais à *Eleocharis mutata* et enfin le marais à *Cladium mariscus jamaicense*. Comme pour les formations situées en arrière de la forêt marécageuse, les rythmes de submersion et les conditions d'exploitation interviennent pour distinguer chacune de ces unités et les groupements qui les composent. Toutefois, l'interprétation est rendue plus complexe en raison de l'intervention du facteur sel (submersions marines, mode de dépôt du sédiment, remontées capillaires de la nappe aquifère salée). Il en résulte une disposition générale en mosaïque ou en gradients dont l'analyse ne peut être faite sans le secours de la géomorphologie et de l'hydrologie. La figure 2 de la carte donne une illustration simplifiée de l'interprétation de ces peuplements.

Le boisement marécageux à *Haematoxylon campechianum* correspond à l'affleurement en zone vasitaire de pointements de calcaire corallien. Selon la nature locale du substrat (vase ou calcaire), plusieurs groupements, également disposés en mosaïque, se différencient. Là aussi, les facteurs anthropozoogènes surimposent leur touche particulière aux données hydroédaphiques générales (cf. annexes).

PEUPELEMENT CULICIDIEN

Les espèces culicidiennes observées en mangrove, au nombre de 23 (cf. légende de la carte), appartiennent aux 8 genres suivants : — *Anopheles* Meigen, 1818. — *Culex* Linné, 1758. — *Dainocerites* Theobald, 1901. — *Aedes* Meigen, 1818. — *Psorophora* Robineau - Desvoidy, 1827. — *Mansonia* Blanchard, 1901. — *Trichoprosopon* Theobald, 1901. — *Wyeomyia* Theobald, 1901.

A l'état larvaire, la plupart d'entre elles se distinguent par une grande spécificité mésologique, les facteurs essentiels étant le degré de salinité et le type de submersion.

Certains groupes, tels les *Aedes* et les *Psorophora* exigent des biotopes temporairement submergés ; les oeufs quiescents, déposés sur la vase humide, n'éclosent que lors de la mise en eau. D'autres, tels qu'*Anopheles*, *Culex* et *Mansonia*, pondent leurs oeufs en pleine eau et s'observent en conséquence dans les nappes de surface stabilisées.

La prise en considération du facteur sel ajoute un élément de précision supplémentaire. Ainsi, dans le premier groupe, alors qu'*Aedes taeniorhynchus* colonise plus particulièrement les milieux salés, *Aedes tortilis* et *Psorophora cingulata* ne sont observés que dans des milieux doux ou très faiblement salés. De même, dans le second groupe, *Anopheles aquasalis* et *Culex nigripalpus* tolèrent une certaine salinité alors que *Culex declarator* et *Mansonia titillans* sont strictement dulçaquicoles.

Enfin, certaines espèces ne se développent que dans des biotopes très particuliers tels que les trous de Crabes et les épiphytes.

Parmi les espèces culicidiennes observées, un certain nombre sont responsables de nuisance ou sont vecteurs d'agents pathogènes (bactéries, virus, parasites) :

- *Anopheles* (N.) *albimanus* Wiedemann, 1820
- *Anopheles* (N.) *aquasalis* Curry, 1932
- *Anopheles* (N.) *argyritarsis* Robineau - Desvoidy, 1827
- *Culex* (C.) *habilitator* Dyar et Knab, 1906
- *Culex* (C.) *nigripalpus* Theobald, 1901
- *Culex* (C.) *pipiens quinquefasciatus* Say, 1823
- *Dainocerites magnus* (Theobald, 1901)
- *Aedes* (O.) *condolecens* Dyar et Knab, 1907
- *Aedes* (O.) *serratus* (Theobald, 1901)

- *Aedes* (O.) *taeniorhynchus* (Wiedemann, 1821)
- *Aedes* (O.) *tortilis* (Theobald, 1903)
- *Mansonia* (M.) *titillans* (Walker, 1848)
- *Wyeomyia* (W.) *grayii* Theobald, 1901.

Au nombre des espèces nuisantes, citons *Aedes taeniorhynchus*, *Mansonia titillans*, *Deinocerites magnus* et *Culex nigripalpus*. De même, les trois espèces d'Anophèles présentes peuvent transmettre *Plasmodium falciparum*, *Anopheles albimanus*, *An. aquasalis*, *Culex habitator*, *C. pipiens quinquefasciatus* sont les hôtes intermédiaires de la Filaire *Wuchereria bancrofti*. *Aedes taeniorhynchus*, *Culex nigripalpus*, *C. pipiens quinquefasciatus*, *Mansonia titillans* sont les vecteurs d'arbovirus. En Guyane française, *Aedes taeniorhynchus* est un des hôtes phorétiques des larves de *Dermatobia cyaniventris*.

Au plan du contrôle, le plus grand discernement devra présider à l'élaboration d'une stratégie opérationnelle, c'est-à-dire au choix des techniques de lutte (physiques, chimiques et biologiques), à leur intégration et à leur application en vraie grandeur. Dans ce domaine, la carte apportera les bases indispensables d'une connaissance à la fois globale et analytique du terrain. Elle servira de guide aux instances de décision et permettra aux organismes chargés de la protection, de constituer un argumentaire précis des dangers potentiels encourus par ces milieux face aux projets d'aménagement pour lesquels la déoustication constituerait un préalable indispensable.

BIBLIOGRAPHIE

- BLASCO (F.), 1975 — *Les mangroves de l'Inde*. Ed. Institut Français de Pondichéry, 175 p., XIV pl.
- BLASCO (F.), CARATINI (C.), FREDOUX (A.), GIRESE (P.), MOGUEDET (G.), TISSOT (C.) et WEISS (H.), 1980. — Les rivières tropicales. Mangroves d'Afrique et d'Asie. Ed. Centre d'Etudes de Géographie Tropicale, Talence. *Travaux et documents de géographie tropicale*, n° 39, 246 p.
- CHARDON (J.P.), PETIT (M.) et SINGARAVÉLOU, 1978. — De l'Orénoque à l'Amazone. Études guyanaises. Ed. Centre d'Etudes de Géographie Tropicale, Talence. *Travaux et documents de géographie tropicale*, n° 34, 367 p.
- CORRE (J.J.), 1975. — Étude phyto-écologique des milieux littoraux salés en Languedoc et en Camargue. Thèse Doct.-ès-Sciences (Sci. nat.), Montpellier, 179 p.
- CORRE (J.J.), 1981. — Données récentes sur le climat de la Guadeloupe. In J. GOLVAN, C. COMBES, J. EUZEY et B. SALVAT. Enquête d'épidémiologie écologique sur la schistosomose à *Chistosoma mansoni* en Guadeloupe (Antilles Françaises). *Mém. du Mus. Nat. Hist. Nat.*, n. sér., sér. A, Zoologie, 119, p. 24-37.
- COUSSERANS (J.), GABINAUD (A.), SIMONNEAU (P.) et SINÈGRE (G.), 1969. — Les bases écologiques de la déoustication. Méthodes de réalisation et d'utilisation de la carte phyto-écologique. *Vie et Milieu*, sér. C, 20 (1), p. 1-20.
- FOURNET (J.), 1978. — *Flore illustrée des Phanérogames de Guadeloupe et de Martinique*. Ed. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, 1654 p.
- GABINAUD (A.), 1975. — Écologie de deux *Aedes* halophiles du littoral méditerranéen français, *Aedes* (*Ochlerotatus*) *caspius* (Pallas, 1771), *Aedes* (*Ochlerotatus*) *detritus* (Haliday, 1883) (*Nematocera*, *Culicidae*). Utilisation de la végétation comme indicateur biotique pour l'établissement d'une carte écologique. Application en dynamique de populations. Thèse Doct.-ès-Sciences (Sci. nat.), Montpellier, 451 p., XIV pl.
- KERMARREC (A.) et SALVAT (B.), 1980. — Mangroves et zone côtière. La mangrove de Guadeloupe et sa zone côtière (Antilles françaises). Comité de Gestion des Ressources Naturelles Renouvelables. *Bull. de liaison du groupe de travail DGRST*, n° 5, 40 p.
- KERMARREC (A.), 1981. — *Étude de la mangrove et de sa zone côtière en Guadeloupe*. Ed. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, et Centre de Recherches Agronomiques des Antilles et de la Guyane, DGRST, 218 p.
- LASSERRE (G.), 1961. — *La Guadeloupe. T.1. Le milieu naturel ; l'héritage du passé. T.2. Les régions géographiques ; les problèmes guadeloupéens*. Union Française d'impression, Bordeaux, 448 + 1135 p.
- LONG (G.), 1974-1975. — *Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire. T.1. Principes généraux et méthodes. Recueil, analyse, traitement et expression graphique de l'information. T.2. Application du diagnostic phyto-écologique. Examen de cas concrets*. Ed. Masson & Cie., Paris, 252 + 222 p.
- RIOUX (J.A.), CROSET (H.), CORRE (J.J.), SIMONNEAU (P.) et GRAS (G.), 1967. — Les bases phyto-écologiques de la lutte anti-culicidienne. Cartographie des biotopes larvaires. Ses applications opérationnelles dans le «Midi» méditerranéen. *Ann. Parasit. hum. comp.*, 42 (6), p. 665-680.
- RIOUX (J.A.), LANOTTE (G.), COUSSERANS (J.), GABINAUD (A.) et CORRE (J.J.), 1981. — Écologie, développement et santé publique : bases écologiques de l'analyse d'un système épidémiologique ; foyers d'infection et parasitocénose ; stratégies d'enquêtes et d'intervention. In : Écologie et développement. Les connaissances scientifiques écologiques et le développement des ressources et de l'espace. Ed. CNRS, p. 245-254.
- SCHNELL (R.), 1971. — *Introduction à la phytogéographie des pays tropicaux*. Ed. Gauthier-Villars, Paris, 2 vol., 951 p.
- TOFFART (J.L.), 1983. — Le peuplement des racines de Palétuviers en Guadeloupe (Antilles françaises). 1. Analyse floristique et faunistique ; méthodologie et premiers résultats. *Bull. Ecol.*, 14 (4), p. 227-239.

Le Directeur de la Publication : G. RICOU

Tous droits de traduction, d'adaptation et de reproduction par tous procédés réservés pour tous pays

La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou des ayants-droits ou ayants-cause, est illicite (alinéa 1er de l'article 40).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du Code pénal.

Photocomposition-Maquette, Ch. LHÉRIER - COMPO-SCIENCE, 34270 Les Matelles
Impression TECHNIOFFSET — Imprimé en France
Numéro d'inscription à la Commission Paritaire : 50062



Avril 1984
Trimestriel

SECRETARIAT D'ETAT AUX UNIVERSITES

C. N. R. S.

LABORATOIRE DE PALYNOLOGIE

61, Rue de Buffon - 75005 PARIS

Tél. : 707.72.13

BULLETIN D'ÉCOLOGIE

fascicule

1

MANGROVES

ET AUTRES FORMATIONS MARÉCAGEUSES LITTORALES

EN GUADELOUPE

GITES LARVAIRES DE MOUSTIQUES

CARTE DES INDICATEURS

PHYTOÉCOLOGIQUES

à 1/50.000°

Responsable de la carte : Professeur J.A. RIOUX, Faculté de Médecine⁽¹⁾

Carte dressée par A. GABINAUD, Ecologue EID⁽²⁾ - J.J. CORRE, Maître-Assistant Faculté des Sciences⁽³⁾

J. COUSSERANS, Directeur EID⁽²⁾, D. JARRY, Chef de Travaux Faculté de Médecine⁽¹⁾ - J.A. RIOUX⁽¹⁾

⁽¹⁾ Laboratoire d'Écologie médicale et Pathologie parasitaire - Faculté de Médecine - MONTPELLIER

⁽²⁾ Entente interdépartementale pour la Démoustication du littoral méditerranéen - MONTPELLIER

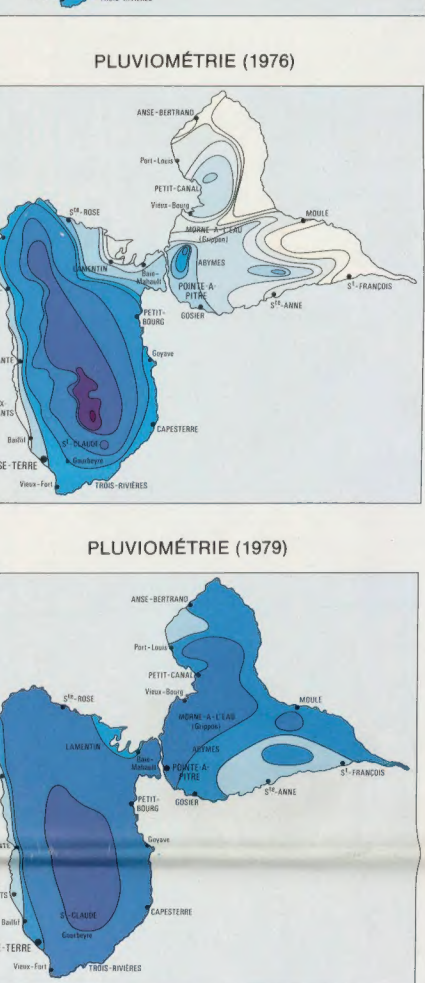
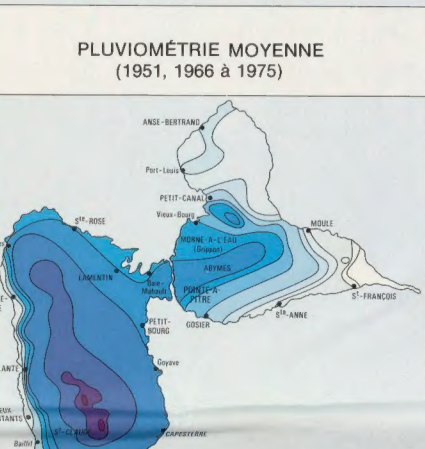
⁽³⁾ Laboratoire de Systématique et Écologie méditerranéennes - Université des Sciences et Techniques de Langueoc - MONTPELLIER



A map of the study area in the Ruge area of Norway. The map shows a coastline with a point labeled 'RUGE-HYTAND' marked by a black dot. The area is shaded in light yellow, and the surrounding water is light blue.

GÎTES LARVAIRES DE MOUSTIQUES

CARTE DES INDICATEURS PHYTOÉCOLOGIQUES

[illegible]